

Vorkommen und Verteilung des Hundsfisches (*Umbra krameri*, Walbaum, 1792) im Fadenbach im Bereich Mannsdorf an der Donau bis Witzelsdorf

Analyse der Bestandssituation, Vergesellschaftung mit anderen Fischarten und Habitatansprüche

Hubert Keckeis
Maximilan Sehr



Vorkommen und Verteilung des Hundsfisches (*Umbra krameri*, Walbaum, 1792) im Fadenbach im Bereich Mannsdorf an der Donau bis Witzelsdorf: Analyse der Bestandssituation, Vergesellschaftung mit anderen Fischarten und Habitatansprüche.

Endbericht

Verfasser

Hubert Keckeis

Maximilian Sehr

Studie im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH

2304 Orth/Donau, Schloss Orth



§27 Forschungsauftrag Universität Wien FA764002 „Hundsfische im Fadenbachsystem“

Universität Wien

Wien, September 2014

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	3
2.	Untersuchungsgebiet	4
3.	Stellenbeschreibungen	6
4.	Material und Methode.....	21
5.	Ergebnisse	25
5.1.	Abiotik	25
5.1.1.	Gewässermorphologie	25
5.1.2.	Hydrochemie	28
5.1.3.	Gruppierung der Stellen anhand morphologischer und hydrochemischer Faktoren 30	30
5.2.	Fischartengemeinschaft	30
5.2.1.	Gesamtfang: Artenvorkommen, Gefährdung und ökologische Gilden	30
5.2.2.	Gesamtfang: Abundanz.....	33
5.2.3.	Gesamtfang: Biomasse	35
5.2.4.	Längen-Gewichtsbeziehungen	39
5.2.5.	Größenstruktur der Hundsfischgemeinschaft	42
5.2.6.	Populationsschätzung	43
5.2.7.	Biodiversität	44
5.3.	Umweltfaktoren und Artengemeinschaft - Habitatbezug	45
6.	Vergleich mit Vorstudien	52
6.1.	Gesamtfang	52
6.2.	Artensättigung	54
6.3.	Vergleich Längen-Gewichtsbeziehungen der Hundsfische	55
7.	Diskussion	56
8.	Literaturverzeichnis	59
9.	Abbildungsverzeichnis	61
10.	Tabellenverzeichnis	63
11.	Anhang	65

1. Einleitung

Süßwasserökosysteme sind die ökologisch wichtigsten und gefährdetsten Ökosysteme (Dudgeon et al. 2006). Viele Süßwasserarten sind vom Aussterben bedroht (Richter et al., 1997), nach Schätzungen von Ricciardi und Rasmussen (1999) ist die Aussterberate von Arten in aquatischen Habitaten deutlich höher als für terrestrische Arten. Schutzmaßnahmen zum Erhalt und zur Förderung von aquatischen Habitaten sind ein Ansatz um diese Situation zu verbessern. Die Erforschung und das Verständnis über Arten-Umweltbeziehungen und Verbreitungsmechanismen (Sindt et al., 2012) sind daher essentiell um effektive Schutzmaßnahmen zu planen und durchzuführen.

Der europäische Hundsfisch, der einzige autochthone Vertreter der Familie *Umbridae* in Europa, ist in seinem gesamten Verbreitungsgebiet als gefährdet anzusehen (Wanzenböck 1992, Povž 1995, Wilhelm 2003, Sekulić et al. 2013) und galt seit 1975 in Österreich als ausgestorben, bis er im Fadenbachsystem wiederentdeckt wurde (Wanzenböck 1992). Sein natürlicher Lebensraum, abgeschnittene Altarme (Palaeopotamon), ist nach den gewässerbaulichen Maßnahmen des letzten Jahrhunderts in vielen Flussgebieten nur noch in geringen Flächenausprägungen erhalten. Zu seinem Schutz und zur Erhaltung des typischen Lebensraums des Hundsfisches im Nationalpark Donau-Auen wurde ein Arten- und Biotopschutzprogramm mit begleitender, wissenschaftlicher Forschung zur Erhaltung der meistgefährdeten Fischart Österreichs im Auftrag des BMUJF und der NÖ Landesregierung in die Wege geleitet. Hieraus entstanden eine Gefährdungsanalyse und ein Maßnahmenkatalog (Spindler & Wanzenböck 1995). 1999 wurde ein Projekt zur Revitalisierung einiger Abschnitte des Fadenbaches unterhalb von Orth an der Donau durchgeführt (Spindler 2006).

Die Untersuchungen der Populationsdynamik des Hundsfisches im Fadenbachsystem in den Jahren 1993-1997 zeigten eine kritische Situation für diese Fischart und ihren Lebensraum auf. Das Vorkommen im Fadenbachsystem war nur auf wenige Stellen beschränkt. Mit der Eintiefungstendenz des Donau-Hauptgerinnes und dem damit einhergehenden abnehmenden Grundwasserspiegel besteht eine hohe Gefahr der Austrocknung der Hundsfischhabitate im Fadenbach. Die wichtige Bedeutung des Grundwasserspiegels für die Hundsfisch-Metapopulation zeigte sich in einer direkten Beziehung zwischen dem Populationswachstum und den hydrologischen Bedingungen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Eine virtuelle Populationsanalyse (Wanzenböck 2004) zeigte, dass der Parameter „carrying capacity“ (=Größe/Volumen des Habitats) entscheidend für die vorausgesagte Lebensdauer der Population war, und dass die Konnektivität zwischen den Habitaten mit einer größeren Persistenz der Population einhergeht. Eine zentrale Schlussfolgerung dieser Studien war die Forderung nach einer Stabilisierung bzw. Anhebung des Grundwasserspiegels und die Herstellung bzw. Verbesserung der Konnektivität innerhalb des Fadenbachsystems. Eine Einschränkung und Gefährdung des Hundsfischbestandes besteht dahingehend, dass das primär Grundwasser-dotierte

Fadenbachsystem nicht in das Oberflächenwasser-dotierte Seitenarmsystem der Donau eingebunden werden soll, da dies zu einer kompletten Änderung der Fischartengemeinschaft führen würde, und die Hundsfische durch Konkurrenzphänomene und/oder durch den erhöhten Prädationsdruck eine gegen Null tendierende Überlebenswahrscheinlichkeiten aufweisen.

Das Ziel der vorliegenden Studie war es, a) nach den mehrere Jahre zurückliegenden Untersuchungen und Management-Maßnahmen das Vorkommen von Hundsfischen im Längsverlauf des Fadenbachsystems zwischen Mannsdorf an der Donau und Witzelsdorf zu untersuchen, b) die Vergesellschaftung mit anderen Fischarten, c) die Abundanz und d) die Populationsstruktur zu erfassen und e) die Habitatansprüche dieser gefährdeten Fischart im Fadenbachsystem zu analysieren und modellhaft darzustellen.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Bereich des Nationalparks Donau-Auen am nördlichen Donauufer im Marchfeld (Niederösterreich) und erstreckt sich von Stromkilometer 1892,50 bis 1905,50. Untersucht wurden einzelne Stellen im Fadenbachsystem zwischen Mannsdorf an der Donau und Eckartsau/Witzelsdorf.

Der Fadenbach stellt ein typisches Randgewässer der Donauauen dar. Jedoch, die große Donauregulierung und die Errichtung des Marchfeldschutzdammes führten zu einer starken Verminderung der Konnektivität und die Dotierung des Fadenbaches durch Oberflächenwasser wurde nahezu gänzlich unterbunden. Somit wird seither der Fadenbach hauptsächlich durch Wasser aus dem Grundwasseraquifer gespeist. Vor diesen Eingriffen wies das Gerinne bei Mittelwasserführung der Donau ein durchgehendes Flusskontinuum mit einer Wassertiefe von mehr als einem Meter und geringen Fließgeschwindigkeiten auf. Gegenwärtig sind im oberen Verlauf nur mehr wenige Tümpel vorhanden, der mittlere und untere Verlauf ist durch Tümpelketten und perennierende, teilweise langsam fließende Bereiche gekennzeichnet (Reckendorfer & Keckeis 2001). Eine Durchlassöffnung im Bereich Orth stellt die einzige direkte oberflächliche Anbindung des Gewässersystems an die Donau dar.

Der Verlauf des Fadenbaches ist durch starke Mäander gekennzeichnet und führt über eine Strecke von ca. 31 Kilometer von Mühlleiten bis Witzelsdorf durch das südliche Marchfeld. Der Ursprung liegt in der Unteren Lobau im Bereich des Kühwörther Wassers. Durch den Marchfelddamm werden mehrere Schlingen des Fadenbaches abgeschnitten, diese außerhalb des Dammes gelegenen Abschnitte werden mittlerweile durch künstlich angelegte Gräben verbunden. Flussab des Eckartsauer Schlossparkes weitet sich das Gewässer an mehreren Stellen tümpelartig auf und mündet bei

Witzelsdorf in die vom Hochwasserschutzdamm abgeschnittene Schlinge des Rosskopfarmes (Schultz 2006).

Im Rahmen des LIFE-Projektes „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“ (LIFE98NAT/A/005422) wurden trockenengefallene Gewässerabschnitte des Fadenbachsystems unterhalb von Orth an der Donau reaktiviert, um die Entwicklung der festgestellten Bestände des Hundsfisches durch eine Erhöhung des Lebensraumangebotes und der Lebensraumbedingungen langfristig zu gewährleisten (Spindler 2006). Nach der Wiederentdeckung der als verschollen geführten Fischart im Nationalparkgebiet (Wanzenböck 1992) und im Zuge von mehreren Voruntersuchungen (Spindler & Wanzenböck 1995, 1998) waren isolierte Vorkommen dieser vom Aussterben bedrohten Fischart im Fadenbachsystem festgestellt worden. Eine Vernetzung dieser isolierten Bereiche sollte durch die resultierenden intensivierten Ausbreitungsmöglichkeiten die Bestandsituation der Population verbessern. Konkret ging es um die Vertiefung und lokale Aufweitung der vorhandenen Gewässersohle des Fadenbaches in den trockenengefallenen Verbindungsgräben zwischen Orth an der Donau und Eckartsau. Die Implementierung der Restrukturierungsmaßnahmen im Fadenbach erfolgte im Zeitraum 2001 bis 2004. Im Abschnitt zwischen Orth an der Donau und Eckartsau wurden isolierte Mäander mittels drei künstlichen Gräben wieder angebunden. Im Bereich des Schlossparkes in Orth an der Donau sowie am Mühlumpf, am Mühlgang und in Eckartsau (Schlosspark) erfolgten Baggerungen zur Errichtung von mehreren Überlebenstümpeln, meistens in Form von Nachtiefungen bereits vorhandener, stark verlandeter Geländemulden (Spindler 2006).

3. Stellenbeschreibungen

Insgesamt wurden im Zuge der Untersuchung im Zeitraum 21.-25. Oktober, 2013 vierundzwanzig Stellen im Längsverlauf des Gewässers zwischen Mannsdorf a.d. Donau und Eckartsau beprobt (Abb.1).

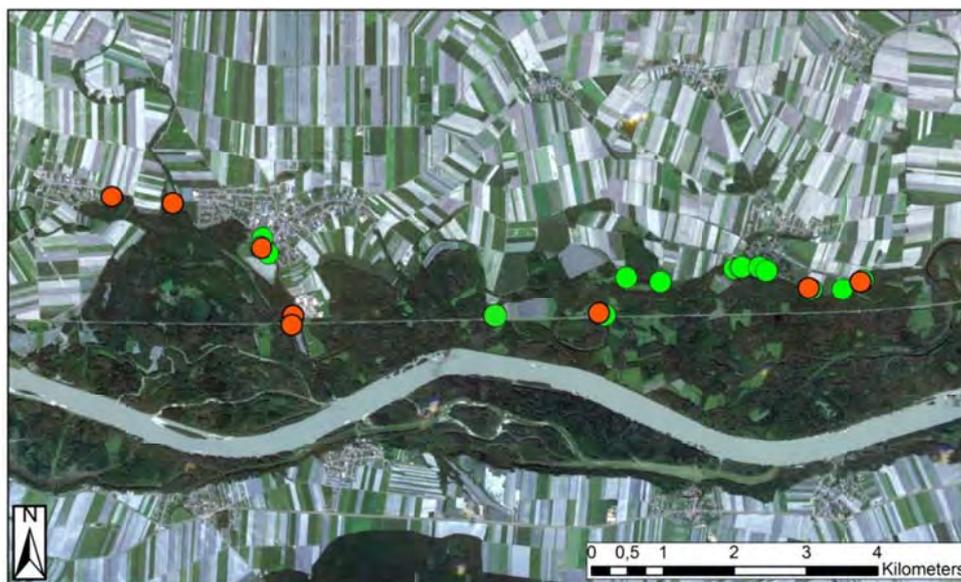


Abbildung 1: Lage der Probenstellen mit Hundsfischvorkommen (grüne Symbole) und ohne Hundsfischvorkommen (rote Symbole) im Fadenbachsystem im Bereich zwischen Mannsdorf an der Donau und Witzelsdorf. Untersuchungszeitraum 21.-25. Oktober 2013 (siehe Detailkarte im Anhang).

Stelle 1 “Mannsdorf” (Koordinaten X 16,671140; Y 48,150570): Diese Stelle liegt direkt neben der Straße “Untermannsdorf“ kurz nach der Ortseinfahrt von der Donaustraße/Marchfeldstraße. Durch das tiefe Gewässerbett mit einem sehr steilen Böschungswinkel weist das Gewässer einen perennierenden Charakter auf, eine Konnektivität war zum Untersuchungszeitpunkt allerdings nur einseitig bachabwärts gegeben. Die Vegetation im Uferbereich setzt sich aus einzelnen Grasbüscheln und Sträucher zusammen. Einzelne, kleinflächige Makrophytenbestände und hohe Totholzanteile stellen strukturierende Elemente des Gewässerbettes dar, das Sediment besteht aus Faulschlamm (Sapropel).



Abbildung 2: Übersichtsbild Stelle 1 "Mannsdorf".

Stelle 2 "Labfeld" (Koordinaten X 16,682683; Y 48,149491): Stelle zwei gehört zum zweiten Segment des Fadenbachsystems und befindet sich zwischen den Ortschaften Mannsdorf und Orth auf der Höhe „Labfeld“ in direkter Nähe zur Wiener Straße. Das Untersuchungstransect befindet sich am Beginn einer der Fadenbachschleifen. Dieser Bereich wird von dichtem Auwald begleitet, welcher für starke Beschattung sorgt. Die Uferbeschaffenheit ist stark durch die Aktivität von Bibern, wie umgestürzten Bäumen und Biberrutschen, geprägt. Die einzige aquatische Vegetation ist durch *Lemna triscula* vertreten. Das Wasser hat eine bräunlich graue Farbe und weist einen intensiven Fäulnisgeruch auf. Der Wasserkörper ist perennierend und wies zum Untersuchungszeitpunkt eine beidseitige Verbindung auf. Über den gesamten Transectbereich dominiert Sapropel als Substrat.



Abbildung 3: Übersichtsbild Stelle 2 „Labfeld“.

Stelle 3 “Schloss Orth” (Koordinaten X 16,699413; Y 48,144841): Diese Stelle befindet sich westlich des Schlosses von Orth am “Jägergrund”. Die Untersuchungsstelle liegt direkt hinter einem kleinen Siel der zur Hochwasserregulierung dient. Der Abstand zwischen den Geländekante und der Wasseranschlagslinie ist mit 4,5 m der größte aller untersuchten Stellen und die Uferneigung beträgt über 45°, wodurch nur einige wenige Bäume in der steilen Uferböschung wachsen. Die aquatische Vegetation wird durch *Lemna triscula* dominiert und es sind nur geringe Mengen an Totholz präsent. Das linke Ufer wird künstlich durch eine hölzerne Spundwand gestützt. Die rechte Uferbegleitzone wird von dichten Grasmatten bewachsen. Die hohen Uferböschungen, große Bäume und nahegelegene Gebäuden sorgen für eine starke Beschattung.



Abbildung 4: Übersichtsbild Stelle 3 „Schloß Orth“

Stelle 4 „Schloss Orth / Tümpel 1“ (Koordinaten X 16,700417; Y 48,142894): Stelle 4 ist südwestlich des Orther Schlosses auf dem Gebiet des Nationalparkzentrums lokalisiert und gehört zu den restrukturierten Bereichen des Fadenbaches. Das Gerinne wurde aufgeweitet und ausgebagert um geeignete Habitate und Refugialgebiete im Fall geringer Wasserstände und Eisbedeckung für den europäischen Hundsfisch zu schaffen (Spindler 2006). Die Ufervegetation setzt sich aus Grasflächen und kleineren Sträuchern zusammen. Im Gewässer finden sich nur eine marginale Anzahl Submerse und keine anderen aquatischen Pflanzen.

Stelle 5 “Verbindungsstrecke zwischen Tümpeln“ (Koordinaten X 16,699214; Y 48,143627): Diese Stelle befindet sich zwischen den zwei Tümpeln auf dem Areal des Nationalparkzentrums. Bei ausreichender Wasserführung verbindet diese Rinne die zwei Tümpel. Die Strecke ist perennierend, jedoch war sie zum Zeitpunkt der Untersuchung nur zum östlichen Tümpel über das Oberflächenwasser verbunden. Nur einige wenige Submerse und Schwimmblattpflanzen existieren in dem sehr flachen Wasser. Große Mengen Totholz strukturieren den Wasserkörper. Das Substrat ist

homogen und setzt sich aus Feinmaterial und organischem Grobmaterial zusammen und es besteht eine starke Beschattung durch den Gewässerrandstreifen aus Bäumen und Sträuchern.

Stelle 6 “Schloss Orth / Tümpel 2” (Koordinaten X 16,698889; Y 48,143795): Stelle 6 befindet sich in Orth in südwestlicher Richtung vom Schloss auf dem Gelände des Nationalparkzentrums. Vom linken Ufer zieht sich eine kleinere Flachwasserzone in den Tümpel hinein. Demgegenüber ist das rechte Ufer sehr steil und wird mehrmalig durch Biberrutschen und Eingängen zu Biberbauten unterbrochen. Es dominieren submerse Pflanzen wie *Ceratophyllum hirsutum* und *Myriophyllum verticillatum*. Der Wasserkörper ist perennierend, doch besteht nur zeitweilig eine Verbindung zum weiteren Fadenbachsystem.

Stelle 7 “Baxter Schlinge” (Koordinaten X 16,704925; Y 48,134874): Etwa 200 m westlich der Firma Baxter in Orth und 150 m nördlich vom Siel des Marchfelddamm ist Stelle 7 lokalisiert. Die Ufervegetation wird von Gehölzen der Hartholzaue dominiert. Darüber hinaus finden sich große Ansammlungen von Totholz im Wasserkörper. Die spärliche aquatische Vegetation wird durch kleine Bestände von *Lemna triscula* bestimmt. Das Wasser hat eine gräulich braune Farbe und einen deutlichen Fäulnisgeruch. Der Wasserkörper ist perennierend und ist beidseitig angeschlossen.



Abbildung 5: Übersichtsbild Stelle 7 „Baxter Schlinge“.

Stelle 8 “Damm/Siel” (Koordinaten X 16,704591; Y 48,134080): Probenstelle 8 liegt westlich der Firma Baxter in direkter Nähe zum Marchfelddamm und ist über einen Siel mit der alten Mäanderschleife des Fadenbaches verbunden. Der Siel befähigt zur Dotation der Aue abseits des Damms wenn Hochwasser im Hauptstrom der Donau eintreten (Spindler & Wanzenböck 1995). Mit der Verbindung über die alte Schleife zum “Wachtelgraben” und weitergehend zur “großen Binn” ist dies, die einzige temporäre oberflächliche Verbindung zum Hauptstrom der Donau. Daher, besteht

hier der einzige potentielle Korridor zur Immigration hinein in den Fadenbach und zur Ausbreitung von Fischen aus dem Fadenbach in den Hauptstrom. Die Wassertiefe nimmt sukzessive in Richtung des Damms zu und die Korngrößenzusammensetzung unterscheidet sich gegenüber den meisten anderen Stellen. Neben dem omnipräsenten Feinmaterial, sind hier auch Sand und Schotter die bei hohen Pegelständen eingespült werden zu finden. Zum Untersuchungszeitpunkt befand sich neben einigen mittelgroßen Totholzansammlungen ein großer Baumstamm im Wasserkörper. Am 25.10.2013 lag der Pegel an der Pegellatte bei rund 51 cm und der Gewässerabschnitt war zu beiden Seiten angeschlossen.



Abbildung 6: Übersichtsbild Stelle 8 „Damm/Siel“.

Stelle 9 “ Damm/ südlich” (Koordinaten X 16,704660; Y 48,133711): Die Stelle gehört zum dritten Segment des Fadenbaches und befindet sich west-südwestlich von der Firma Baxter in Ort. Als einzige Probenstelle liegt diese auf der südlichen Seite des Marchfelddamms und ist dadurch stärker mit dem Abflussgeschehen der Donau verknüpft. Über den “Wachtelgraben” und die “Große Binn” besteht bei ausreichender Wasserführung eine direkte Verbindung zur Donau. Große Mengen an Totholz aus dem angrenzenden Auwald strukturieren den Wasserkörper. Die Wasserfläche ist sehr breit und als Substrat liegt primär Feinmaterial vor. In einem Meter Abstand der Wasseranschlagslinie konnte innerhalb eines Meters keine uferbegleitende Vegetation, sowie im Wasserkörper keine aquatische Vegetation registriert werden. Der Gewässerabschnitt ist perennierend, jedoch zum Untersuchungszeitpunkt war der Restwassertümpel nur in nördliche Richtung, hin zum Siel, verbunden.

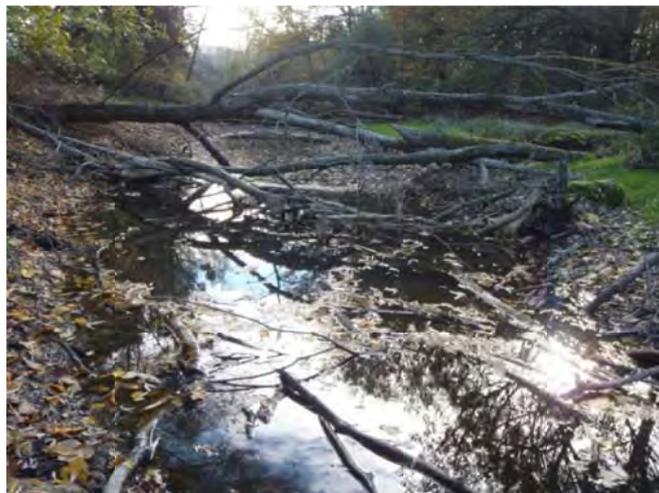


Abbildung 7: Übersichtsbild Stelle 9 „Damm/südlich“.

Stelle 10 „Damm Tümpel 1“: Stelle 10 liegt zwischen den Gemeinden Orth und Eckartsau in direkter Nähe zum „Unterer Stockmais“. Dieser Bereich des Fadenbaches war Teil des LIFE-Projekt „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“ (LIFE98NAT/A/0056422) (Spindler 2006). Innerhalb des Projekts wurde eine Eintiefung von rund 2 m durchgeführt. Das Substrat besteht primär aus Feinmaterial, doch finden sich auch sandige Abschnitte. Der Auwald grenzt nicht direkt an und die Ufervegetation wird von Schilf dominiert. Das Wasser hat eine bräunliche Farbe und der aquatische Bewuchs setzt sich aus submersen (*Chara sp.*, *Ceratophyllum hirsutum*) und emersen *Hydrocharis morsus-ranae*) Makrophyten zusammen. Die Stelle ist perennierend, doch war sie zum Zeitpunkt der Beprobung zu keiner Seite mit dem restlichen Fadenbachsystem verbunden.



Abbildung 8: Übersichtsbild Stelle 10 „Damm Tümpel 1“.

Stelle 11 “Damm Tümpel 2” (Koordinaten X 16,762463; Y 48,134349): Stelle 11 befindet sich im Bereich “Grenzböden” zwischen den Gemeinden Orth und Eckartsau. Diese Stelle war ebenso Teil des LIFE Habitatmanagementprojekt (Siehe Stelle 10). Hier fand ebenso eine Eintiefung auf etwa 2 m Wassertiefe und eine Aufweitung der Ufer statt (Spindler 2006). Das Substrat setzt sich Großteils aus Sand und kleineren Bereichen mit Feinmaterial zusammen. Die aquatische Vegetation wird durch submerse Makrophyten dominiert und das Wasser ist wesentlich klarer als an dem Gros der restlichen hier untersuchten Gewässerabschnitte. Der Wasserkörper ist dauerhaft wasserführend, doch war das Gewässer nur am unteren (nordöstlichen) Ende angebunden.



Abbildung 9: Übersichtsbild Stelle 11 „Damm Tümpel 2“.

Stelle 12 “Damm Tümpel 3” (Koordinaten X 16,763525; Y 48,134084): Diese Stelle liegt an den “Grenzböden”, zwischen den Gemeinden Orth und Eckartsau. Sie ist ein relikteres Ende des 3. Mäanders des Untersuchungsgebiets und liegt im direkten Anschluss zum Damm. Spindler & Wanzenböck (1995) berichteten von dichter Besiedlung durch submerse Makrophyten und wiesen auf eine voranschreitende Verlandung hin. Zum Zeitpunkt der Probennahme (24.10.2013) ist die Wassertiefe sehr gering und es findet sich eine spärliche emerse Vegetation. In Richtung des Damms nimmt die Wassertiefe ab und geht in einen Schilfgürtel über. Der rezente Wasserkörper zeigt eine deutliche Verlandungstendenz, aufgrund hoher allochthoner Einträge aus dem anliegenden Auwald. Das Wasser ist braun gefärbt und ein intensiver Schwefelwasserstoffgeruch ist zu vernehmen.



Abbildung 10: Übersichtsbild Stelle 12 „Damm Tümpel 3“.

Stelle 13 “Oberhalb Porau” (Koordinaten X 16,767714; Y 48,138860): Stelle 13 liegt südlich von Eckartsau am Beginn der “Porau”. Die Uferböschung ist auf der rechten Seite wesentlich steiler als auf der linken Uferseite, welche durch kleinere Grasflächen bewachsen ist. Das Bett besteht aus sehr feinem und organischem Material, welches hauptsächlich durch das submerse *Ceratophyllum hirsutum* besiedelt wird. Das Wasser hat einen fauligen Geruch und ist grau bräunlich gefärbt.

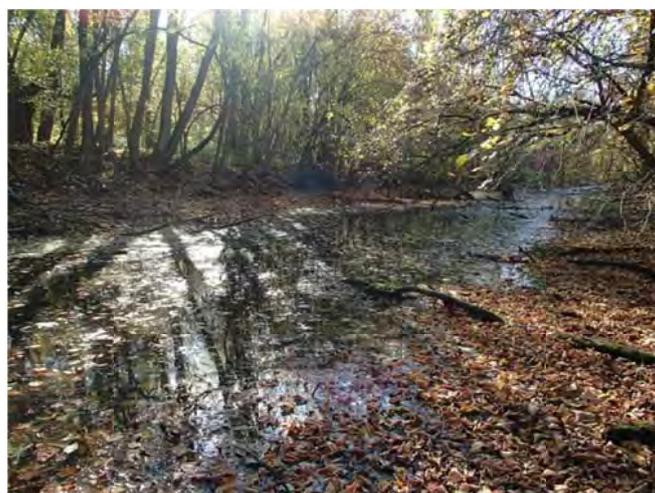


Abbildung 11: Übersichtsbild Stelle 13 „Oberhalb Porau“.

Stelle 14 “Unterhalb Porau” (Koordinaten X 16,774100; Y 48,138219): Stelle 14 befindet sich südlich von Eckartsau am Ende der “Porau”. Charakteristisch sind hier der gerade Verlauf und die breite Wasseranschlagsfläche (Tab. 2). Der Ufersaum wird durch Biberbauten unterbrochen und strukturiert. Die Uferböschungen sind nicht besiedelt und mit Winkeln über 45° sehr steil. Der

Gewässerverlauf wird durch ein breites Auwaldband begleitet und daher stark beschattet. Aufgrund der Biberaktivität liegen Bäume im Wasser. Durch die hohen allochthonen Einträge aus dem Auwald besteht das Substrat Großteils aus organischem Feinmaterial (Sapropel) und faulendes Holz. Eine dichte Matte von *Lemna triscula* liegt auf der Wasseroberfläche und nimmt das restliche die Bäume durchdringende Licht. Das Wasser besitzt durch die anoxische Degradation des exogenen organischen Materials aus dem Auwald einen fauligen Geruch.



Abbildung 12: Übersichtsbild Stelle 14 „Unterhalb Porau“.

Stelle 15 “Oberhalb Schwimmbad / unterhalb Kläranlage” (Koordinaten X 16,788155; Y 48,139681): Stelle 15 liegt in direkter Nähe zur Kläranlage südwestlich vom Sportplatz in Eckartsau. Ein kleiner Seitenarm schließt am rechten Ufersaum an (Siehe Karte). An dessen Einlass sind erodierte, blanke Stellen mit Grobmaterial (Schotter, Steine) sichtbar. Das Substrat im ganzen Untersuchungsbereich unterscheidet sich zwischen Feinmaterial wie Ton über organisches Feinmaterial bis hin zu Steinen. Die rechte Uferseite ist mit Bäumen überwachsen. Aufgrund dieser Bäume findet sich eine Ansammlung von Totholz in diesem Bereich. Das linke Ufer hat keinen Bewuchs. Die aquatische Vegetation zeigt eine hohe Dichte mit *Ceratophyllum hirsutum* und *Myriophyllum verticillatum* im submersen Bereich, neben *Stratoides aloides* als emerse und *Lemna triscula* als Schwimmblattvegetation.



Abbildung 13: Übersichtsbild Stelle 15 „Oberhalb Schwimmbad/unterhalb Kläranlage“.

Stelle 16 “Schwimmbad Eckartsau” (Koordinaten X 16,789268; Y 48,139816): Stelle 16 befindet sich südwestlich des Parks in Eckartsau. In der Vergangenheit wurde der Gewässerabschnitt als Schwimmbad genutzt. Hierzu hat man das Gewässer aufgestaut und die Sohle aus Betonplatten gestaltet. Über die Zeit hat sich eine mehrere Dekameter mächtige Schicht aus Feinmaterial über das artifizielle Substrat gelegt. Aufgrund des künstlichen Ufersaums bleibt Ufervegetation, bis auf wenige überhängende Bäume, aus. Es existiert eine spärliche aquatische Vegetation mit *Sagittaria sp.* und *Ceratophyllum hirsutum*. Zur Zeit der Beprobung hatte der Gewässerabschnitt keine oberflächliche Verbindung zu den anschließenden Gewässerfragmenten.



Abbildung 14: Übersichtsbild Stelle 16“ Schwimmbad Eckartsau“.

Stelle 17 “Unterhalb Schwimmbad Eckartsau” (Koordinaten X 16,789530; Y 48,139844): Stelle 17 liegt oberhalb der westlichen Fußgängerbrücke in der Nähe zum Schwimmbad in Eckartsau. Der Ufersaum gestaltet sich an beiden Seiten aus Seggen (*Carex spp.*) und *Rubus sp.* Im Gewässer selbst wuchs, außer einigen Wasserlinsen, nichts. Innerhalb des kleinen Tümpels kurz hinter dem Damme des Schwimmbads finden sich Ansammlungen von grobem Totholz. Zur Zeit der Beprobung existierte unterhalb nur noch eine schmale Rinne von wenigen Dezimetern Breite. Der Gewässerabschnitt war zur Zeit der Beprobung von dem darüber liegenden, aufgestauten Teich abgeschnitten.



Abbildung 15: Übersichtsbild Stelle 17 „Unterhalb Schwimmbad Eckartsau“.

Stelle 18 “Fließstrecke Schloss” (Koordinaten X 16,792826; Y 48,139774): Dieser Untersuchungsbereich liegt nordöstlich gelegen vom Schloss unterhalb der westlichen Fußgängerbrücke in Eckartsau. Die Uferböschungen gestalten sich hier sehr steil und drängen das Gewässer auf eine enge Fläche zusammen. Die Wasseranschlagslinie ist mit einer Breite von etwa 2 m eine der schmalsten der untersuchten Stellen (Tab. 2) und auch der Ufersaum besitzt nur eine geringe Breite. Das Substrat setzt sich aus Ton, Schlamm und Sand zusammen. Die Ufervegetation wird an beiden Ufern durch *Typha sp.*, *Carex spp.* und *Rubus sp.* dominiert. Innerhalb des Gewässers finden sich dichte Matten von Makroalge der Gattung *Zygnema* und vereinzelte Bestände von *Stratoides aloides*. Aufgrund einzelner Bäume in direkter Umgebung besteht eine temporäre Beschattung.



Abbildung 16: Übersichtsbild Stelle 18 „Fließstrecke Schloss“.

Stelle 19 “Oberhalb Steinbrücke Eckartsau” (Koordinaten X 16,794123; Y 48,139301): Stelle 19 befindet sich oberhalb der Steinbrücke an der Schlossgasse in südöstlicher Richtung des Parks des Schlosses in Eckartsau. Hier öffnet sich das oberhalb relativ schmal verlaufende Gerinne auf die zwei- bis dreifache Breite. Ebenso ist diese Stelle wesentlich tiefer als die direkt darüber liegenden Stellen (17, 18, 19, siehe Tab. 2). Auf den Ufersäumen gedeihen dichte Bestände von *Carex* spp. und *Typha* sp. Die aquatische Vegetation wird durch Schwimmblattpflanzen wie *Hydrocharis morsus-ranae* und *Stratoides aloides* und submerse Makrophyten (*Ceratophyllum hirsutum*) bestimmt. Der Wasserkörper ist perennierend und die Stelle hatte beidseitigen Anschluss zum Zeitpunkt der Beprobung.



Abbildung 17: Übersichtsbild Stelle 19 „Oberhalb Steinbrücke Eckartsau“.

Stelle 20 “Oberhalb Biberdamm Eckartsau” (Koordinaten X 16,801928; Y 48,136982): Diese Stelle befindet sich östlich des Schlossparks in Eckartsau und ist oberhalb des separierenden Biberdamms in Eckartsau gelegen. In Konsequenz der Aufstauung durch den Biberdamm ist die Wassertiefe größer als unterhalb des Dams an Stelle 21 (Tab. 2). Die Wassertiefe nimmt von West Richtung Ost zu. Am rechten Ufer können sich vereinzelt Gräser und kleine Büsche halten, doch besteht der größte Teil des Ufersaums aus unbedecktem Boden. Am linken Ufer liegt kein Boden blank, jedoch wachsen weniger Gräser und Büsche als an der direkt unterhalb des Biberdamms gelegenen Stelle 21. Innerhalb des Gewässers finden sich nur kleinere Ansammlungen der Wasserlinse *Lemna triscula*.



Abbildung 18: Übersichtsbild Stelle 20 „Oberhalb Biberdamm Eckartsau“.

Stelle 21 “Unterhalb Biberdamm Eckartsau” (Koordinaten X 16,802360; Y 48,136812): Stelle 21 ist unterhalb und somit in direkter Nähe zu Stelle 20 gelegen. Es zeigt sich ein gerader Verlauf des Gewässerbettes, jedoch kann man durch den dichten Bewuchs keine durchgehende Linie der Wasseranschlagskante identifizieren. Auf der linken Seite schließt direkt der Auwald an, wohingegen an das rechte Ufer Weideland angrenzt. Der rechte Ufersaum ist stärker mit Gräsern und Sträuchern bewachsen als der linkseitige. Die aquatische Vegetation wird durch Seggen (*Carex spp.*), Schilf (*Phragmites australis*) und Schwimmblattpflanzen (*Lemna triscula*) bestimmt.



Abbildung 19: Übersichtsbild Stelle 21 „Unterhalb Biberdamm Eckartsau“.

Stelle 22 “Wildfütterung” (Koordinaten X 16,808215; Y 48,136705): Stelle 22 befindet sich in direkter Linie südlich der östlichen Ortseinfahrt in Eckartsau, wo der Triftweg parallel zum Fadenbach verläuft. Hier zeigt sich das Gerinne aufgeweitet und tief (Tab.2). Das rechte Ufer ist stark erodiert und befördert Ton, Schotter und Steine in den Wasserkörper. Die Ufervegetation wird durch Gräser und Sträucher dominiert, weshalb nur eine geringe Beschattung besteht. Der gesamte Gewässerabschnitt ist mit dichten Beständen submerser Pflanzen (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*) und Makroalgen (*Zygnema sp.*) besiedelt.



Abbildung 20: Übersichtsbild Stelle 22 „Wildfütterung“.

Stelle 23 “Oberhalb Brücke Eckartsau”(Koordinaten X 16,811780; Y 48,137587): Diese Stelle befindet sich oberhalb der Brücke zwischen Eckartsau und Witzelsdorf. Ein breites Auwaldband

schiebt sich bis an die Uferböschung heran. Der Verlauf ist gerade und ohne weitere Strukturen im Ufersaum. Das Substrat setzt sich primär aus Sapropel und stellenweise aus Sand und Schotter zusammen. Darauf fanden sich einige Totholzansammlungen und eine große Anzahl ins Wasser gefallener Blätter. Die einzige registrierte Wasserpflanze war *Lemna triscula*. Der Wasserkörper ist perennierend, war jedoch zur Zeit der Beprobung nur oberhalb angeschlossen. Das Wasser hatte eine grau bräunliche Färbung und es war ein intensiver Fäulnisgeruch zu vernehmen.



Abbildung 21: Übersichtsbild „Oberhalb Brücke Eckartsau“.

Stelle 24 „Unterhalb Brücke Eckartsau“ (Koordinaten X 16,812153; Y 48,137781): Diese Stelle zeigte sich nur als kleine Restwasserlacke von etwa 8 m² im untersten östlichen Abschnitt des Fadenbachs zwischen Eckartsau und Witzelsdorf. Der Auwald schließt direkt an und sorgt in Verbindung mit der hohen Uferböschung zu starker Beschattung. Das Substrat ist durchgehend Sapropel, es liegen große Mengen Gehölz im Gewässerbett und es besteht zu keiner Seite Anschluss zu anderen Gewässerabschnitten. Die Stelle tendiert zu hohem Verlandungspotential, aufgrund des hohen allochthonen Eintrags.



Abbildung 22: Übersichtsbild Stelle 24 „Unterhalb Brücke Eckartsau“.

4. Material und Methode

4.1. Befischungsmethode

Die Befischungen erfolgten mit einem Gleichstromaggregat EL 62II Honda GX160. Die Stellen werden watend, mit einer Handanode mit Totmannschalter beprobt. Die gefangenen Fische wurden in Wannen (ca. 1 x 0,5 x 0,5 m) mit Wasser aus dem Fadenbach gehältert, und mit medizinischem Sauerstoff versorgt. Die gefangenen Individuen wurden auf die Art bestimmt, gemessen ($\pm 0,5$ cm) und gewogen (± 1 g) und anschließend wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Die Befischungszeit wurde auf $\frac{1}{2}$ Minute genau protokolliert, zusätzlich erfolgte die Messung der Fläche des beprobten Gewässerbereichs.

4.2. Probenumfang, Vergleich mit Vorstudien

Die Anzahl der Stichproben, der saisonale Befischungszeitpunkt sowie die Anzahl der Probestellen mit Hundsfischen sind in Tabelle 1 angeführt.

Tabelle 1: Probenstellen, Saisonalität und Stellen mit Hundsfischvorkommen in unterschiedlichen Untersuchungsjahren. Die Bezeichnung bzw. Nummerierung der Probenstellen ist nach den Originalarbeiten angeführt. Die Nummerierung im vorliegenden Bericht (Keckeis & Sehr, 2013) spiegelt den Längsverlauf des Gewässers zwischen Mannersdorf und Eckartsau/Witzelsdorf wieder. Stellen mit Hundsfischvorkommen sind grau hinterlegt.

Bearbeiter Jahr Saison	Spindler & Wanzenböck (1995) ¹				Keckeis & Sehr
	1993	1994		1995	2013
	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst
					1
	1				2
					3
					4
	4				5
					6
	6				7
	11				8
					9
	10		10	10	
					10
	9		9	9	
					11
	8				12
					13
	7		7	7	14
	3				15
	2	2	2	2	16
					17
					18
					19
					20
					21
	5				22
					23
					24
Anzahl Probestellen	11	1	4	4	24
Anzahl Stellen mit Hundsfischvorkommen	6	1	4	4	16

¹Die Stellenbeschreibung der Aufnahme der Jahre 1993 - 1995 finden sich in Spindler & Wanzenböck 1995 (Teil A: Gefährdungsanalyse). Die Lage und Numerierung dieser Stellen kann innerhalb des Anhangs des Maßnahmenkatalog von Spindler & Wanzenböck 1995 (Teil B, S. 10, Karte 2: Detaildarstellung des Fadenbachabschnittes zwischen Orth und Eckartsau) nachvollzogen werden. Exakte Koordinaten dieser Untersuchungsstellen liegen uns nicht vor.

4. 3. Abiotik

Die Aufnahme der abiotischen Faktoren erfolgte nach Bain & Stevenson (1999). Zur Habitatklassifikation wurde das System von Flosi & Reynolds (1994) genutzt. Der Fadenbach wurde in flussmorphologische Einheiten (separate Habitate) unterteilt. Unter flussmorphologischen Einheiten versteht man homogene Areale eines Gerinnes, welche sich anhand der Tiefe, Strömung und Substratcharakteristik von angrenzenden Bereichen unterscheiden. Da das hier untersuchte System zum Untersuchungszeitpunkt hauptsächlich lotische Eigenschaften zeigte, war die Strömungsgeschwindigkeit kein aussagekräftiger Faktor. Nur an zwei Stellen (17, 18) wurde eine geringe Strömung beobachtet, die jedoch unterhalb des unteren Messbereiches des Induktions-Strömungsmessgerätes (< 2 cm pro Sekunde) lag.

Die Transekte wurden in der Breite in drei Teile und in der Länge in vier Subtransekte eingeteilt um möglichst genaue morphologische Daten zu erhalten. Die Wassertiefe wurde in jedem Transekt durch waten entlang von zickzack Transekten und Messungen mittels Messlatte pro 0,5 m zum nächsten 1,0 cm durchgeführt. Die Gewässerbreite wurde in jedem der drei Subtransekte von Wasseranschlagskante zu Wasseranschlagskante gemessen. Darüber hinaus wurden die Breite und die Höhe der Geländekante gemessen. Für jede Stelle wurde die mittlere Breite und mittlere Tiefe errechnet und angeführt.

Zur Substratabschätzung wurden sechs zickzack Transekte mit Uferschnittpunkten die etwa der doppelten Gerinnebreite entsprachen angelegt (nach der "paddle count technique" von Bevenger und King (1995)). Nach Rosgen (1994) wurde das Substrat nach visueller Abschätzung in sechs Klassen eingeteilt. Wo die visuelle Bestimmung aufgrund zu mächtiger Tiefen oder einer zu geringen Sichttiefe nicht möglich war, wurde die Abschätzung mittels reiben der Schuhe am Gewässergrund, oder an Stellen die mittels Boot beprobt wurden mittels reiben eines Paddels auf dem Substrat, durchgeführt.

Wir nutzten die "rational technique" zur Abschätzung zur von Schutz – und Refugialgebieten nach Stevenson und Bain (1999). Zur mengenmäßigen Abschätzung des im Wasserkörper jedes Transekts befindlichen Totholzes, wurden die Quantität und der Durchmesser aller Holzablagerungen mit einem Durchmesser größer 1 cm, welche das zickzack Subtransekt schnitten gezählt und klassifiziert. Hierfür wurden die Anzahl der Holzablagerungen je Durchmesserklasse (1-5, 6-10, 11-50 und > 50 cm) je Sektion notiert. Nachfolgend wurden die Anzahl der Stücke für jedes der drei Subtransekte der Länge aufsummiert und ein Mittelwert gebildet.

Zur Beschreibung der Vegetationsbedeckung wurde für jedes der drei Längensubtransekte innerhalb eines Transekts der Bedeckungsgrad und der Pflanzentypus (emers, submers, schwimmend) entlang

einer Linie von Ufer zu Ufer prozentual abgeschätzt. Häufige und dominante Taxa wurden bestimmt und notiert. War die Bestimmung im Feld nicht möglich, wurden ein bis zwei Exemplare zur Nachbestimmung entnommen.

Die Ufervegetation wurde bis zu einem Meter Abstand von der Wasseranschlagskante erfasst. Die prozentuale Bedeckung dreier verschiedener Klassen (Gräser, Sträucher und Bäume) pro Meter Uferlinie wurde modifiziert nach Bain und Stevenson (1999) abgeschätzt.

4.4. Chemie

Es wurden an jeder Stelle Wasserproben mittels zuvor gespülter PE-Gefäße entnommen. Noch im Feld, wurden die Proben umgehend in eine Kühlbox gegeben. Bis zur Analyse im Labor wurden die Proben maximal drei Tage in einem Kühlschrank bei < 8 °C aufbewahrt.

Die Ionenkonzentration von Na, K, Ca und Mg wurden nach OENORM EN ISO 14911:1999 durch Ionenchromatographie detektiert. Cl, SO₄ und NO₃ wurden nach OENORM EN ISO 10304-1:2012 ebenfalls per Ionenchromatographie ermittelt. Die ionenchromatographischen Analysen wurden mittels Metrohm 761 Compact IC durchgeführt. Die Filtration wurde inline durch ein Metrohm 788 IC Filtration Sample Processor durchgeführt. Die Entgasung der Proben und Eluenten wurde inline mittels Metrohm 837 IC Combi Degaser erreicht.

NH₄ und PO₄ wurden photometrisch nach OENORM ISO 7150-1:1987 und respektive OENORM EN ISO 6878:2004 ermittelt. In diesem System werden die Kationen mittels Weinsäure-Eluent (4 mM)/dipicolinacid (0.75 mM) in einer Metrosep C2 150/4.0 Säule aufgetrennt. Die Chromatogramme wurden über das Programm IC Net 2.3 evaluiert.

4.5. Statistische Analyse

Eine Ähnlichkeits- oder Unähnlichkeitsmatrix kann dazu genutzt werden Beobachtungen in Gruppen höherer Gleichheit und diese in Abtrennung anderer solcher Gruppen zu stellen. Da die Umweltdaten unterschiedliche Einheiten hatten, wurden die Daten nach der „zero mean – unit variance“ Methode standardisiert. Zur Clusteranalyse nutzten wir die Ward Methode, bei welcher nicht der Mittelwert sondern die Summe der Abweichungen der Quadrate innerhalb des Clusters genutzt wird. Die Abweichung der Quadrate innerhalb des Clusters können als quadrierte Distanzen aller Objekte innerhalb des Clusters kalkuliert werden. Im Anschluss wurde die quadrierte Distanz für die Quantität der Elemente innerhalb der Cluster standardisiert (minimum variance method). Als Distanzmaß galt die quadrierte Euklidische Distanz.

Wir nutzen einfache lineare Regressionen zur Analyse der Längen-Gewichtsbeziehungen einzelner Fischarten. Hiezu wurden die Längen- und Gewichtsdaten transformiert (log₁₀ Transformation), um

einen linearen Zusammenhang zu erhalten. Die Formel lautet $\log W = \log a + b \log TL$, wobei W das Frischgewicht in Gramm, TL die Totallänge in cm, a die Schnittstelle und b der Anstieg der Geraden ist.

Die Habitatbeziehung zwischen den Arten und den Umweltvariablen wurde mittels Ordinationsmethoden, einer DCA („detrended canonical analyses“) und einer RDA (Redundanzanalyse) dargestellt (Magurran, 2004). Die Ergebnisse der DCA werden herangezogen, um die Eignung der Daten für weitere Verfahren (direkte oder indirekte Gradientenanalyse) aufzuzeigen. Die RDA gehört zu den direkten Gradientenanalysen und ist die kanonische Version der Hauptkomponentenanalyse. Es werden zwei Matrizen in Beziehung gesetzt: eine Arten Matrix und eine Umwelt Matrix. Wir nutzten das Programm CANOCO 4.5 zur Durchführung der DCA und der RDA.

Die α -Diversität wurde mittels des Shannon-Wiener Diversitätsindex und der Evenness dargestellt. Zur Quantifizierung der Unterschiede der Artengemeinschaft zwischen den verschiedenen Standorten wurde das Bray Curtis Ähnlichkeitsmaß herangezogen. Der Ungleichheitskoeffizient beschreibt das Verhältnis zwischen dem Artenumsatz zwischen zwei Stellen und der Artenzahl über die zwei Stellen. Die Formel für die Bray Curtis Ungleichheit lautet:

$$C_N = \frac{2jN}{(N_a + N_b)}$$

Wo N_a die totale Individuenzahl an Stelle A; N_b die totale Anzahl der Individuen an Stelle B und $2jN$ die Summe der geringeren der zwei Abundanzen für Arten die an beiden Stellen gefunden werden, darstellt. Der Wert entspricht bei identischen Proben 1 und bei Proben ohne gemeinsamen Arten 1 (Magurran 2004).

5. Ergebnisse

5.1. Abiotik

5.1.1. Gewässermorphologie

Sämtliche Stellen, ausgenommen Stelle 17 (direkt unterhalb der Staumauer des ehemaligen Schwimmbades in Eckartsau) und Stelle 24 (letzter Probenpunkt unterhalb der Brücke im Bereich alte Au auf Höhe Witzelsdorf) weisen vermutlich eine dauerhafte ganzjährige Wasserführung auf. Der Fadenbach teilte sich während des Untersuchungszeitraumes in einzelne Gewässerfragmente auf, die teils keine oberflächliche Verbindung untereinander aufwiesen. Zwei Stellen (Stelle 10 Damm Tümpel 1 und Stelle 16 Schwimmbad Eckartsau) wiesen keine oberflächliche Verbindung zu den anliegenden Wasserkörpern auf. Zwölf der untersuchten Stellen wiesen nur eine einseitige (flußauf-oder flußab)

Anbindung, und 10 Stellen waren beidseitig an das Gewässersystem angebunden (Tab. 2). Die durchschnittliche Gewässerbreite der Probestelle variierte unabhängig von der Lage im Längsverlauf zwischen 1,5 und 22,5 Meter. Die mittlere Wassertiefe variierte zwischen 0,12 und 1,05 Meter. Die Gewässersohle bei sechzehn Stellen war nahezu ausschließlich durch Feinsediment, im wesentlichen Schlamm mit einer Auflage von organischem Material (Sapropel), geprägt. Bei sieben Stellen traten neben dem Feinsediment kleinräumige, sandbedeckte Räume und Kieselflächen auf. An einer Stelle (Wildfütterung Stelle 22) setzte sich das Sohlsubstrat größtenteils aus Sand, Flusskiesel und kleineren Steinen zusammen. An dieser Probenstelle waren durch Hochwasserereignisse bedingte Ufererosionsflächen zu beobachten, die auf eine entsprechende Gewässerdynamik hinweisen. Die gewichtete Totholzdicke variierte zwischen 0 und 7, wobei 22 Standorte Totholzstrukturen aufwiesen. Emerse Vegetation war in insgesamt 11 Standorten vorhanden, wobei 5 Standorte durch sehr hohe Dichten (30 bis über 60 % Bedeckung) gekennzeichnet waren. Submerse Makrophyten befanden sich an 13 Probestellen, wovon an 7 Stellen 30 bis 80% Bedeckungsgrad gegeben war. Schwimmblattvegetation (hauptsächlich *Lemna triscula*) trat an insgesamt 16 Stellen auf, wovon 6 Stellen einen Bedeckungsgrad zwischen 30 und 90% der Wasseroberfläche zeigten. Die Ufervegetation innerhalb des Uferrandstreifens (Breite ca. 1 m) war bei allen Stellen eher spärlich ausgebildet, da der Wasserstand zum Zeitpunkt der Beprobung sehr niedrig war. Die Uferbereiche bestanden größtenteils aus blankem Boden. Wenige Stellen wiesen Sträucher und geringe Baumdichten im Ufersaum (Stellen 18 und 19) bzw. hohe Dichten von Bäumen (Stellen 11 und 22) auf.

Tabelle 2: Abiotische Faktoren der Untersuchungsstellen zum Erhebungszeitpunkt 25.-26.10.2013. MW: Mittelwert, SDA: Standardabweichung.

Stelle Nr	Höhe Uferkante (m)	Wasserführung	Konnektivität	MW	SDA	MW	SDA	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW
				Breite (m)	Wassertiefe (m)	Substrat	Totholz	Veg _{em} (%)	Veg _{sub} (%)	Veg _{SCHW} (%)	Ufergräser	Ufersträucher	Uferbäume			
1	3,10	1	2	5,03	± 1,69	0,51	± 0,38	0,00	1,42	0,00	0,00	32,00	0,01	0,00	0,00	0,00
2	2,75	1	1	4,77	± 0,47	0,48	± 0,19	0,00	1,58	0,00	0,00	90,00	0,02	0,00	0,00	0,00
3	4,50	1	2	4,57	± 0,40	0,21	± 0,07	0,00	3,17	0,00	10,00	90,00	0,03	0,00	0,00	0,10
4	2,45	1	1	14,13	± 4,59	1,05	± 0,54	0,33	1,33	0,00	0,00	2,00	0,01	0,00	0,00	0,00
5	2,15	1	2	4,23	± 0,98	0,27	± 0,12	0,00	4,08	1,00	13,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,13
6	2,65	1	2	22,47	± 7,95	0,74	± 0,34	0,00	0,50	0,00	60,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,60
7	2,60	1	1	9,97	± 0,25	0,47	± 0,19	0,00	4,50	0,00	0,00	5,00	0,05	0,00	0,00	0,00
8	2,70	1	1	8,85	± 1,70	0,36	± 0,23	0,42	3,17	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
9	2,05	1	2	3,73	± 1,16	0,37	± 0,15	0,00	3,58	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
10	3,45	1	3	7,33	± 2,85	0,26	± 0,10	0,00	0,33	30,00	7,00	15,00	0,00	0,30	0,00	0,07
11	3,05	1	2	8,37	± 2,32	0,31	± 0,17	0,17	0,00	3,00	80,00	3,00	0,00	0,03	0,00	0,80
12	0,81	1	2	8,73	± 1,16	0,17	± 0,05	0,00	3,42	2,00	8,00	0,00	0,03	0,02	0,00	0,08
13	1,45	1	2	8,63	± 0,61	0,31	± 0,14	0,00	2,58	0,00	37,00	12,00	0,03	0,00	0,00	0,37
14	1,30	1	1	12,47	± 0,15	0,48	± 0,22	0,00	2,25	0,00	10,00	80,00	0,02	0,00	0,00	0,10
15	2,70	1	2	9,98	± 2,73	0,48	± 0,21	0,17	2,17	32,00	47,00	3,00	0,02	0,32	0,00	0,47
16	1,46	1	3	13,08	± 2,75	0,55	± 0,15	0,17	2,25	7,00	10,00	15,00	0,02	0,07	0,00	0,10
17	3,25	2	2	1,51	± 1,46	0,23	± 0,20	0,33	1,08	2,00	0,00	5,00	0,01	0,02	0,00	0,00
18	1,40	1	1	2,19	± 0,29	0,14	± 0,04	0,00	0,42	66,67	33,33	0,00	0,00	0,67	0,00	0,33
19	1,40	1	1	13,47	± 3,10	0,45	± 0,22	0,00	1,33	63,33	33,00	5,00	0,01	0,63	0,00	0,33
20	1,05	1	2	3,81	± 0,30	0,38	± 0,18	0,00	0,25	0,00	0,00	47,50	0,00	0,00	0,00	0,00
21	1,00	1	2	3,42	± 0,14	0,27	± 0,10	0,00	0,64	30,00	0,00	58,33	0,01	0,30	0,00	0,00
22	2,31	1	1	11,17	± 0,70	0,98	± 0,40	1,08	0,00	8,00	80,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,80
23	2,90	1	1	5,47	± 0,06	0,41	± 0,15	0,33	0,50	0,00	0,00	25,74	0,01	0,00	0,00	0,00
24	2,90	2	1	2,90	± 1,13	0,12	± 0,21	0,00	7,04	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00

5.1.2. Hydrochemie

Die Wassertemperatur betrug im Durchschnitt $11,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,3$), der pH Wert $8,1$ ($\pm 0,1$). Die Sauerstoffsättigung schwankte beträchtlich zwischen den Probestellen und wies Werte zwischen $3,7$ und $66,7\%$ auf. Diese Werte entsprechen $0,4$ und $8,0\text{ mg}$ Sauerstoff pro Liter. Die Leitfähigkeitswerte schwankten zwischen 417 und $1022\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$. Die Leitfähigkeitswerte waren an den beiden Stellen in Mannsdorf sehr hoch, nachfolgend wurden die geringsten Werte gemessen (Nationalparkzentrum Orth an der Donau) und stiegen dann im Längsverlauf sukzessive wieder an. Im Wesentlichen folgten die freien Ionen Natrium, Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat mit Ausnahme von Kalium diesem Muster im Längsverlauf. Die Orthophosphatwerte schwankten zwischen 10 und $425\text{ }\mu\text{g}$ pro Liter, wobei fünf Stellen deutlich höhere Werte aufwiesen, dies sind die beiden Probestellen in Mannsdorf an der Donau (Stelle 1 und Stelle 2), der Überlebenstümpel 1 (Stelle 10) am Damm, das alte Schwimmbad in Eckartsau (Stelle 16) und die letzte Probenstelle unterhalb der Brücke in Witzelsdorf (Stelle 24). Die Ammoniumwerte schwankten zwischen $5,4$ und $832\text{ }\mu\text{g}$ pro Liter im Untersuchungsgebiet. Die beiden Stellen in Mannsdorf (Stelle 1 und Stelle 2) wiesen auch für diesen Parameter die höchsten Konzentrationen auf. Deutlich geringere aber im Gesamtvergleich noch hohe Werte zeigten die Stellen 6 (Schloss Orth Tümpel 2), Stelle 11 (Damm Tümpel 2) und Stelle 22 (Wildfütterung). Die Nitratwerte lagen im Bereich von $2,3$ und $30,5\text{ }\mu\text{g}$ pro Liter, wobei die höchsten Konzentrationen abermals die Stellen 1 und 2, die Wildfütterung und die Stellen im Schlosspark Eckartsau aufwiesen (Tab. 3).

Tabelle 3: Chemische Faktoren der Untersuchungsstellen zum Erhebungszeitpunkt 25.- 26.10.2013.

Stelle Nr	O ₂ (mg l ⁻¹)	O ₂ (%)	Leitfähigkeit (µS cm ⁻¹)	T (°C)	pH	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Magnesium (Chlorid (mg/l)	Sulfat (mg/l)	P-PO4 (µg/l)	N-NH4 (µg/l)	N-NO3 (µg/l)	
1	0,5	5,7	951,3	14,3	8,2	29,6	24,6	122,8	39,1	66,5	96,1	94,0	831,7	10,8
2	0,4	4,3	1021,7	13,4	8,0	15,7	13,3	139,4	48,1	64,7	78,1	168,4	816,9	11,3
3	1,3	13,7	416,7	13,9	8,1	9,3	8,2	59,1	12,9	15,7	20,7	39,0	19,5	4,1
4	0,8	6,3	481,3	9,4	8,0	10,8	6,6	67,5	18,1	20,9	23,3	27,6	17,7	2,3
5	0,5	4,0	598,3	13,8	8,1	12,8	8,2	69,3	29,2	35,8	51,3	42,8	25,0	2,9
6	0,9	8,7	554,7	10,2	8,2	13,4	7,1	62,5	28,7	35,9	63,0	20,8	128,9	3,6
7	0,9	8,3	475,7	15,7	8,1	10,1	6,5	69,1	15,5	17,7	14,8	24,3	19,5	6,1
8	0,4	3,7	439,0	14,4	8,1	9,9	6,4	63,6	14,2	15,8	12,9	17,2	12,4	6,8
9	2,2	21,3	440,7	14,8	8,3	9,8	6,6	63,5	13,9	15,7	11,7	38,4	16,4	0,0
10	8,0	66,7	707,7	7,1	8,4	13,2	15,8	96,5	33,5	33,8	39,2	424,9	27,2	4,5
11	7,7	65,9	636,0	6,8	8,2	14,2	5,1	96,8	26,5	22,8	26,7	14,0	326,8	5,9
12	1,3	11,6	715,0	9,3	8,3	15,8	10,2	104,4	29,8	29,1	5,8	33,2	9,7	2,9
13	0,8	7,0	795,7	12,8	8,0	15,9	6,0	117,7	37,3	37,5	43,5	19,6	32,5	2,9
14	1,0	8,7	763,0	12,0	8,1	16,6	9,5	114,7	37,4	39,8	35,2	68,7	23,0	8,4
15	0,6	6,0	516,0	12,3	8,2	12,3	8,9	61,1	24,3	25,5	11,1	10,1	20,5	4,3
16	2,5	23,0	511,3	12,1	8,2	14,2	10,2	59,8	26,8	28,1	20,4	246,0	21,5	2,9
17	1,8	14,3	882,3	12,4	7,9	20,2	3,2	103,3	35,1	36,2	48,0	65,7	62,0	15,3
18	5,8	50,7	1005,3	12,0	8,1	26,7	3,1	136,5	51,2	57,8	153,9	21,0	16,9	30,5
19	1,4	12,7	956,3	11,5	7,9	26,7	3,4	137,4	51,7	58,2	151,2	29,9	5,4	3,8
20	0,5	13,0	735,7	11,2	8,0	23,0	6,2	80,6	37,4	52,4	76,5	27,8	8,4	3,6
21	0,6	5,3	770,3	11,2	7,8	22,7	4,5	85,9	35,4	52,0	54,8	20,4	9,9	3,2
22	1,1	11,5	765,7	8,5	8,1	17,2	3,5	106,1	33,6	27,2	60,4	50,8	264,1	10,4
23	1,7	15,3	797,7	11,3	8,0	16,0	6,2	114,4	35,4	27,8	52,4	87,8	13,9	6,1
24	1,0	13,0	800,0	11,5	8,3	15,9	6,1	116,1	36,0	28,3	45,3	304,6	22,5	9,5

5.1.3. Gruppierung der Stellen anhand morphologischer und hydrochemischer Faktoren

Die Clusteranalyse ausgewählter Umweltvariablen (Höhe Geländekante, Strauchvegetation, Leitfähigkeit, pH - Wert, Natrium, Kalium, Orthophosphat und Ammonium) ergab eine Gruppierung der Probenstellen in drei Cluster (Abb. 23). Der erste Cluster beinhaltet zwei Stellen (1,2), der zweite Cluster beinhaltet mit 19 Stellen die meisten der untersuchten Standorte (3-17, 20, 22-24), wohingegen der dritte Cluster drei Stellen (18,19 und 21) zusammenführt. Die Auftrennung in diese 3 Gruppen beruht hinsichtlich einzelner Umweltvariablen auf einer Abnahme der Geländekantenhöhe von Cluster 1 bis 3, auf eine geringe Strauchvegetation in Cluster 2, hohen Leitfähigkeitswerten im 1. und 3. Cluster, und einer Abnahme der Orthophosphat- und Ammoniumkonzentrationen der Standorte im 1. bis zum 3. Cluster. In den Cluster 1 zugehörigen Stellen war kein Fischeaufkommen festzustellen (siehe unten).

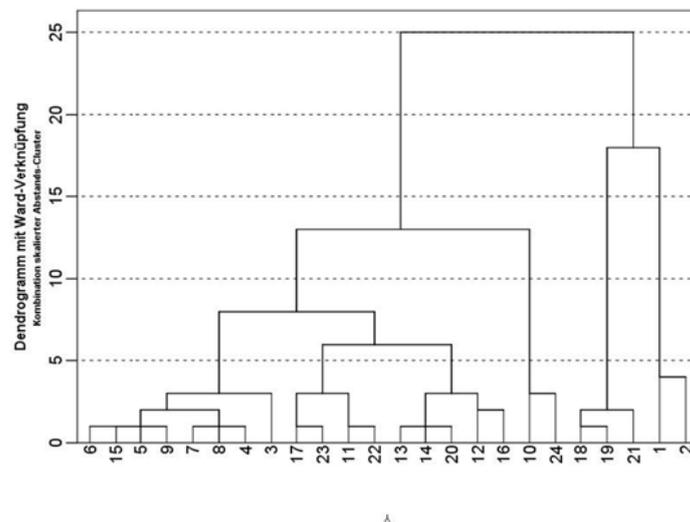


Abbildung 23: Dendrogramm der Clusteranalyse. Auftrennung der Probestellen anhand ausgewählter morphologischer, abiotischer und chemischer Faktoren.

5.2. Fischartengemeinschaft

5.2.1. Gesamtfang: Artenvorkommen, Gefährdung und ökologische Gilden

Im Fadenbach konnten insgesamt 17 verschiedene Arten festgestellt werden, wovon nach Schiemer & Waidbacher (1992) 8 als eurytop, 7 als stagnophil und 2 als rheophil kategorisiert werden können (Abb. 24, 25). Zwei der Arten gelten als potentiell gefährdet, zwei als gefährdet, ebenso zwei als stark gefährdet und zwei Arten als vom Aussterben bedroht. Rund 47 % der festgestellten Arten werden in den roten Listen als mindestens potentiell gefährdet geführt. Die höchste Individuenzahl wird durch den vom Aussterben bedrohten Hundsfisch eingenommen. Sein einziger Verwandter der Familie

Esocidae in Europa, der Hecht, zeigt sich als am zweithäufigsten und nimmt mit etwa 4700 g (~ 40 %), neben der Karausche (~ 15 %) und der Schleie (~ 14 %) den größten Teil der Biomasse des Gesamtfangs ein. Vier Arten (*Abramis brama*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*, *Proterorhinus marmoratus*) fanden sich jeweils nur an einer einzigen Untersuchungsstelle. Wiederum zwei Arten (*Leuciscus cephalus*, *Leuciscus idus*) konnten an zwei Stellen, eine Art (*Scardinius erythrophthalmus*) an 3 Stellen und zwei Arten (*Rhodeus amarus*, *Rutilus rutilus*) an 4 Standorten nachgewiesen werden. Weitere zwei Arten (*Leucaspis delineatus*, *Misgurnus fossilis*) befanden sich an fünf und eine Art (*Carassius auratus gibelio*) an sieben Stellen. Jeweils eine Art, (*Perca fluviatilis*, *Tinca tinca*) war an acht bzw. an neun Stellen vorhanden. Die beiden Vertreter der *Esocidae* (*Esox lucius*, *Umbra krameri*) konnten an 15 bzw. 16 Stellen nachgewiesen werden. Die Karausche (*Carassius carassius*) war an ca. 90 % (19 von 21) aller besiedelten Standorte feststellbar (Tab. 4).

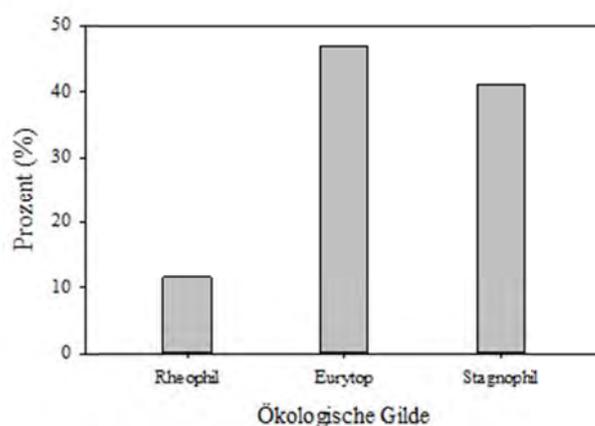


Abbildung 24: Prozentuellen Anteile der ökologischen Gilden am Gesamtfang.

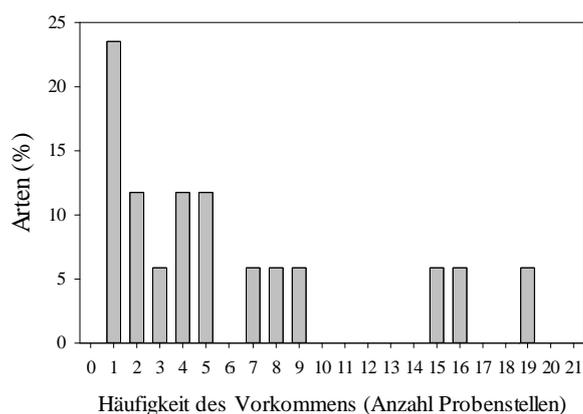


Abbildung 25: Häufigkeit des Artenvorkommens: ca. 24% aller Arten wurden nur an 1 Probenstelle festgestellt, und ca. 5% aller Arten kamen an 19 verschiedenen Probenstellen vor.

Tabelle 4: Gesamtfang Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11.2013 bis 15.11.2013: Anteil der Arten am Gesamtfang, an der der Gesamtbiomasse, sowie die Häufigkeit des Vorkommens (Probenstellennummern). Ebenso sind die ökologische Gilde und der Gefährdungsstatus einzelner Arten angeführt.

Fischart	Abkürzung	Individuen (n)	Individuen (%)	Vorkommen (Stellen)	Biomasse (g)	Biomasse (%)	Ökolog. Gilde	Gefährdung
<i>Abramis brama</i>	<i>Abram_brama</i>	3	0,37	5	74,6	0,62	Eu	
<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Albur_albur</i>	27	3,34	9	52,1	0,44	Eu	
<i>Blicca bjoerkna</i>	<i>Blicc_bjoer</i>	6	0,74	9	71,2	0,60	Rb	
<i>Carassius auratus gibelio</i>	<i>Caras_aurat</i>	22	2,72	6, 9-12, 17, 19	1074,2	8,99	Eu	
<i>Carassius carassius</i>	<i>Caras_caras</i>	71	8,79	4, 6-8, 10-12, 14-17, 19, 22	1837,8	15,39	St	stark gef
<i>Esox lucius</i>	<i>Esox_luciu</i>	100	12,38	3-6, 8-12, 15, 16, 19-22	4696,0	39,32	Eu	gef
<i>Leucaspis delineatus</i>	<i>Leuca_deli</i>	94	11,63	9, 11, 13, 14, 17	2,2	0,02	st	unklar
<i>Leuciscus cephalus</i>	<i>Leuci_cepha</i>	3	0,37	8, 9	21,6	0,18	Eu	
<i>Leuciscus idus</i>	<i>Leuci_idus</i>	5	0,62	8, 9	224,0	1,88	Rb	stark gef
<i>Misgurnus fossilis</i>	<i>Misgu_fossi</i>	18	2,23	10 - 12, 17, 18	113,6	0,95	St	vAb
<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Perca_fluvi</i>	31	3,84	5, 6, 8, 9, 15, 16, 19, 22	431,8	3,62	Eu	
<i>Protheorhinus semilunaris</i>	<i>Prote_marmo</i>	4	0,50	22	3,5	0,03	Eu	
<i>Rhodeus amarus</i>	<i>Rhode_amaru</i>	22	2,72	8, 18, 19, 22	4,8	0,04	St	gef
<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Rutil_rutil</i>	71	8,79	5, 9, 8, 15	653,9	5,48	Eu	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	<i>Scard_eryth</i>	45	5,57	8, 9, 15	543,3	4,55	St	pot gef
<i>Tinca tinca</i>	<i>Tinca_tinca</i>	42	5,20	3, 4, 6, 8, 9, 15-17, 22	1643,3	13,76	St	pot gef
<i>Umbra krameri</i>	<i>Umbr_kram</i>	244	30,20	3, 4, 6, 8, 10, 12-19, 21, 22, 24	495,3	4,15	St	vAb
Total		808	100		11943,17	100		
Anzahl Taxa		17						

5.2.2. Gesamtfang: Abundanz

Die Abundanz einzelner Fischarten ist bezogen auf die Anzahl gefangener Individuen (Fang) pro Minute Befischungszeit (Aufwand) und auf die Anzahl gefangener Individuen pro Fläche. Diese Standardisierung ermöglicht einen Vergleich der Ergebnisse mit vorangegangenen Studien im Fadenbachsystem bzw. mit anderen Studien. Bezüglich des Gesamtfanges zeigt sich, dass die Abundanzwerte für rheophile Arten erwartungsgemäß gering sind, wohingegen die stagnophile Gilde die höchsten Abundanzen aufweist. Hundsfische, Moderlieschen, Karausche, Hecht und Rotaugen weisen die höchsten Abundanzwerte auf. Mittlere Abundanzen in der eurytopen Gilde zeigen Laube, Barsch, Brachse und Giebel. In der stagnophilen Gilde sind dies Rotfeder, Schleie und Schlammpeitzger. In geringen Abundanzen sind die Arten Güster und marmorierte Grundel (beides eurytopen) und der Bitterling (stagnophil) vertreten (Abb. 26).

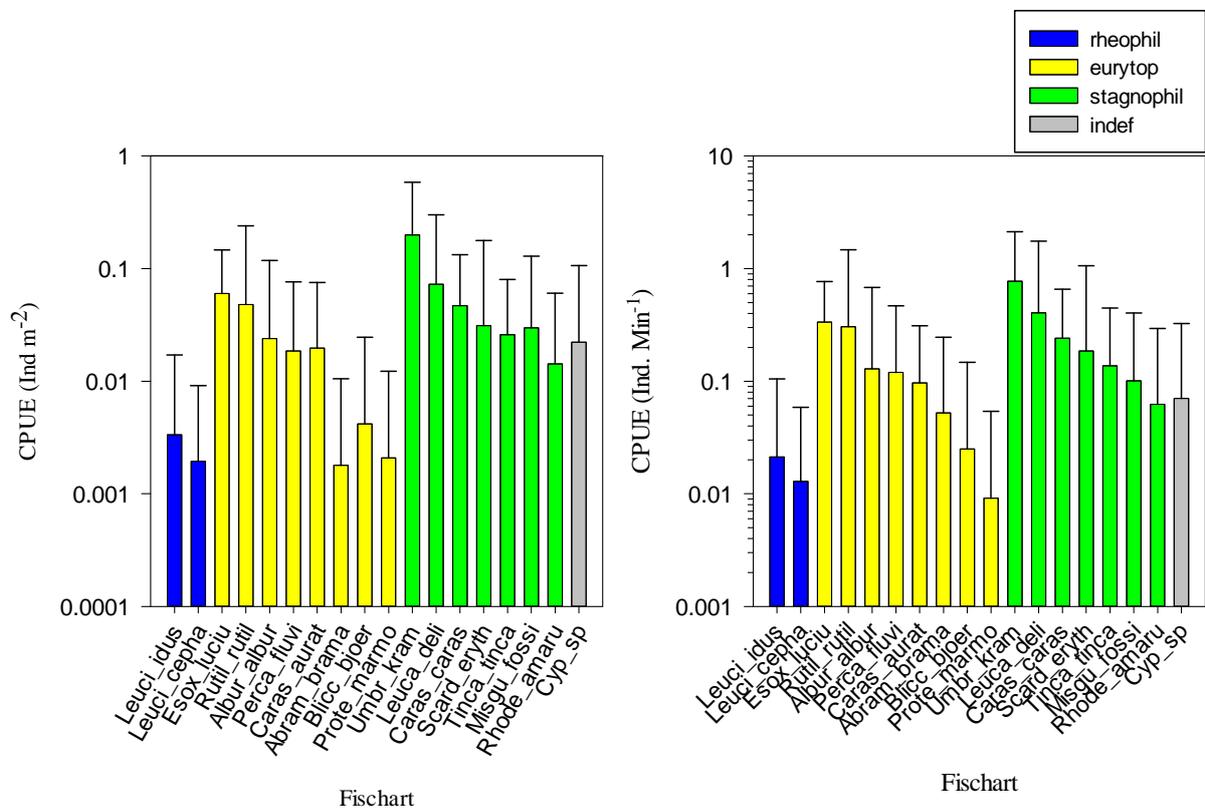


Abbildung 26: Fang pro Aufwandseinheit bezogen auf die Probenfläche (links) und die Befischungszeit (rechts) für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Es wird nach ökologischen Gilden unterschieden.

Beide Ansätze zur Standardisierung (Aufwand pro Zeit, Aufwand pro Fläche) korrelieren in einem hohen Maße untereinander (Abb.27). Eine signifikante ($p < 0,001$) lineare Regression ($CPUE_{\text{Fläche}} = a + b \cdot CPUE_{\text{Zeit}}$) zwischen den beiden Maßen ergibt einen Schnittpunkt (a) von -0,005 und eine Steigung

(b) von 0,235. Das bedeutet für die Situation im Fadenbach eine Zunahme der Abundanz in der Zeit ist mit einer geringeren Zunahme der Abundanzwerte pro Fläche verbunden.

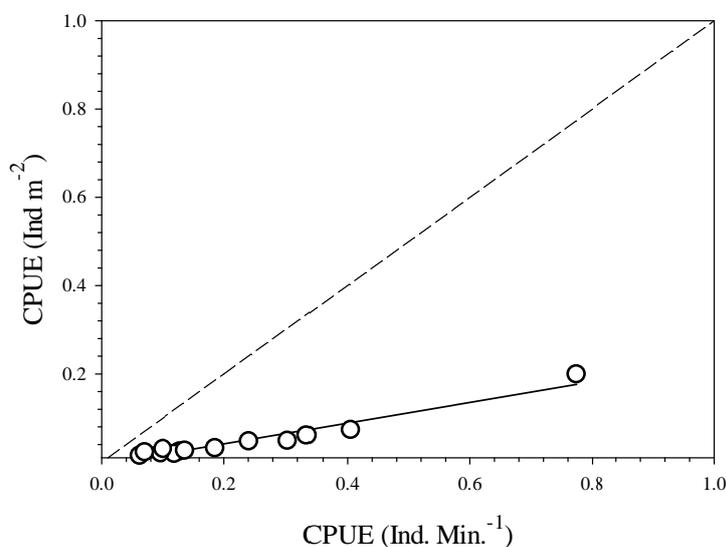


Abbildung 27: Beziehung zwischen dem Fang pro Aufwandseinheit bezogen auf die Zeit gegenüber dem Bezug auf die Fläche für die Fänge innerhalb des Fadenbachsystems. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) = 0,95; der Schnittpunkt (a) = -0,005 und der Anstieg der Geraden (b) = 0,235.

Insgesamt wurden an drei von den insgesamt 24 Stellen (1, 2 und 23) keine Fische nachgewiesen. Die Stellen 3 bis 7 (Schloss Orth „Jägergrund“ bis zur „Baxter Schlinge“) im oberen Teil des Fadenbaches zeigen geringe Gesamtabundanzen. An den Stellen 3 und 4 setzt sich die Gesamtabundanz zu ca. 60% und ca. 75 % aus *U. krameri* zusammen. Im Bereich der Stelle 9 (Damm/südlich) zeigt sich die höchste beobachtete Abundanz mit rund 26 Ind. * Min⁻¹ respektive 4,2 Ind. * m⁻², wobei an dieser Stelle kein Hundsfischaufkommen beobachtet werden konnte. Im mittleren Teil des Fadenbaches im Bereich zwischen Orth und Eckartsau wurden die höchsten Hundsfischabundanzen nachgewiesen. Besonders die Stellen 10 (Damm-Tümpel 1) und 15 (Oberhalb Schwimmbad/Unterhalb Kläranlage) weisen mit 3,6 und 5,7 Ind. min⁻¹ sowie 1,0 und 1,6 Ind. m² mit jeweiligen Anteilen von 74 und 75 % am Gesamtfang die größten Hundsfischvorkommen im Fadenbach auf. In diesem Abschnitt befinden sich auch vier Stellen (12, 13, 13, 14) mit sehr geringen Gesamtabundanzen zwischen 0,8 und 1,0 Ind. * min⁻¹. Im unteren Teil des Fadenbaches (ab etwa Stelle 20 bis Stelle 24) zeigen sich durchgehend vergleichsweise geringe Gesamtabundanzen (0,4 und 1,2 Ind min⁻¹) und spärliche bis keine Hundsfischvorkommen (Abb. 28). Insgesamt ergibt sich dadurch eine bimodale Verteilung der Abundanzen im Längsverlauf des Fadenbachsystems.

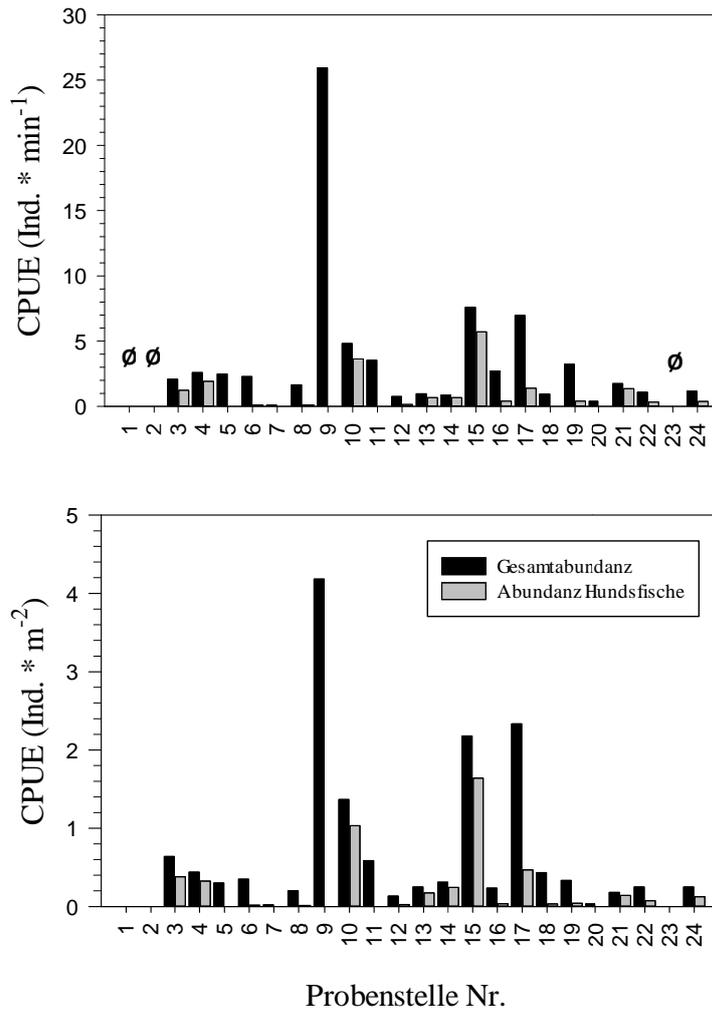


Abbildung 28: Fang pro Aufwandseinheit pro Zeit (oben) und pro Fläche (unten) je Untersuchungsstelle im Fadenbach für die Befischung im Zeitraum 11.11. bis 15.11.2013.

5.2.3. Gesamtfang: Biomasse

Abb. 29 zeigt Boxplots der mittleren Biomasse jeder Art standardisiert pro Befischungszeit und befischter Fläche. Zwischen den beiden Standardisierungsmethoden sind geringfügige Unterschiede in der Reihenfolge der Arten feststellbar. Die Fischarten mit der geringsten mittleren Biomasse sind Moderlieschen, Bitterling und marmorierte Grundel, die größte Biomasse stellen Brachse, Hecht und Giebel.

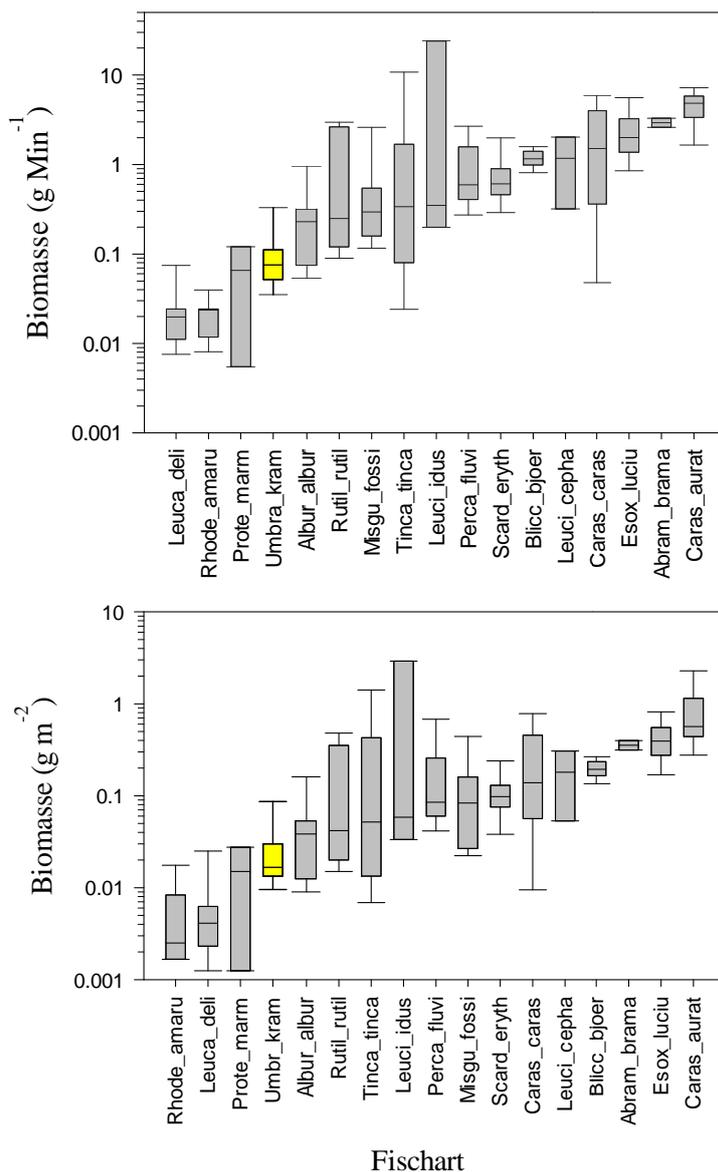


Abbildung 29 Box-Whisker-Plots für die mittlere Biomasse je Art pro Zeiteinheit (oben) und Flächeneinheit (unten) für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 75 % und 95 % Perzentile.

Die mittlere Biomasse des Gesamtfanges bezogen auf die Befischungsdauer schwankt zwischen 0 (Stellen 1, 2 und 23) g Min^{-1} und $16,1 \pm 19,4 \text{ g Min}^{-1}$ (Stelle 8). Die Stellen 8, 19 und 20 weisen die höchsten mittleren Biomassewerte, und die Stelle 18 den geringste Mittelwert auf.

Die höchsten mittleren Hundsfischbiomassen in Abhängigkeit der Befischungszeit konnten an den Stellen 18 ($1,7 \pm 0 \text{ g Min}^{-1}$) und 24 ($0,5 \pm 0 \text{ g Min}^{-1}$), wobei an diesen Stellen jeweils nur ein adultes Individuum registriert wurde. Mehrere Stellen zeigten ähnliche mittlere Werte zwischen 0,1 und 0,3 g Min^{-1} der Biomasse dieser Art (Stellen 4, 11,12,15,19 und 21). Alle anderen Stellen wiesen keine

Vorkommen oder geringere Werte auf (Tab. 5 / Abb. 30). Sowohl die Biomasse des Gesamtfanges als auch jene des Hundsfisches variiert im longitudinalen Verlauf des Fadenbachs, es ist kein kontinuierlicher Gradient über den Längsverlauf ersichtlich.

Tabelle 5: Mittelwerte und Standardabweichung des Gesamtfangs, sowie für den Hundsfisch, pro Zeit und pro Flächeneinheit je Untersuchungsstelle für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013.

Stelle	Gesamtfang				Umbrä			
	W pro Zeit	STABW (W pro Zeit)	W pro Fläche	STABW (W pro Fläche)	Wpro zeit	STABW WproZeit	W pro Fläche	STABW pro Fläche
1								
2								
3	0,47	0,64	0,14	0,20	0,06	0,02	0,02	0,01
4	0,599	1,05	0,10	0,18	0,08	0,01	0,01	0,01
5	2,35	0,67	0,28	0,08				
6	0,93	1,02	0,14	0,16	0,07		0,01	
7	0,28		0,06					
8	16,11	19,44	1,95	2,36				
9	1,35	3,50	0,23	0,58				
10	0,41	0,79	0,12	0,22	0,11	0,13	0,03	0,04
11	3,03	6,83	0,50	1,13	0,26	0,31	0,04	0,05
12	1,84	2,47	0,32	0,43	0,08	0,02	0,01	0,00
13	0,06	0,04	0,02	0,01	0,08	0,03	0,02	0,01
14	0,17	0,24	0,06	0,09	0,17	0,26	0,06	0,1
15	0,34	0,68	0,10	0,19	0,13	0,20	0,04	0,06
16	2,50	3,89	0,22	0,34	0,05	0,02	0,01	0,00
17	2,97	4,22	0,99	1,41	0,18	0,14	0,06	0,05
18	0,29	0,47	0,08	0,13	1,74		0,49	
19	2,84	2,58	0,29	0,27	0,34	0,31	0,04	0,03
20	7,97	4,15	0,68	0,35				
21	0,32	0,29	0,03	0,03	0,32	0,29	0,03	0,03
22	0,95	1,20	0,22	0,27	0,05	0,01	0,01	0,00
23								
24	0,55		0,17		0,55		0,18	

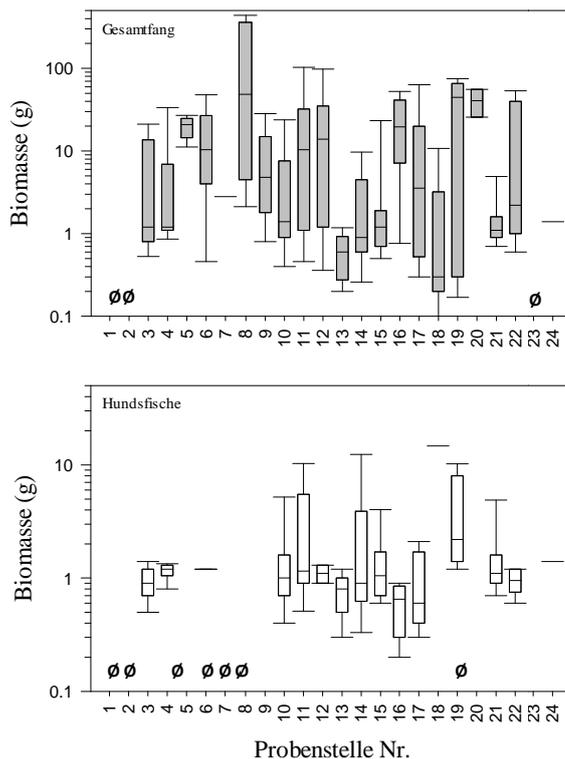


Abbildung 30 Box-Whisker-Plots: Mittlere Biomassen des Gesamtfangs (oben) und des Hundsfisches (unten) je Stelle für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 75 % und 95 % Perzentile.

Die mittleren Biomasse der ökologischen Gilden ist für die eurytopen am höchsten, und für die stagnophilen deutlich geringer (Abb. 31).

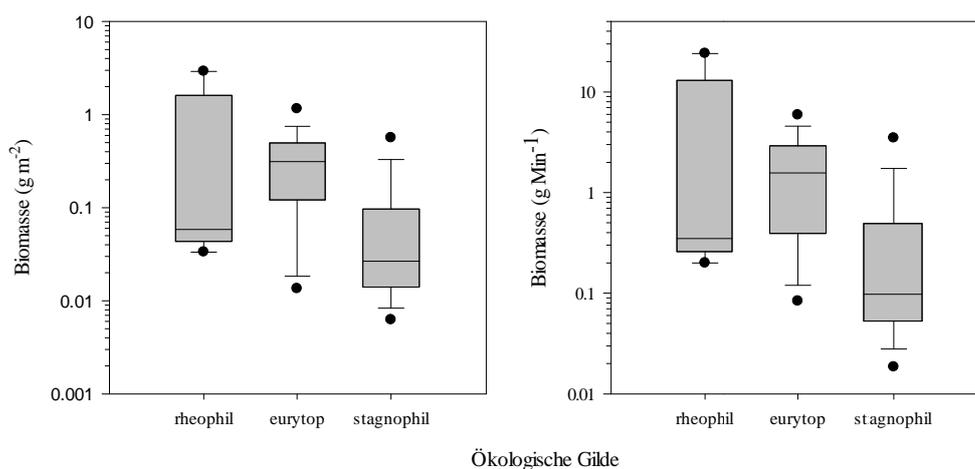


Abbildung 31: Box-Whisker-Plots der mittleren Biomassen der ökologischen Gilden bezogen auf Flächeneinheit (links) und Zeiteinheit (rechts) für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 50 % und 75 % Perzentile.

5.2.4. Längen-Gewichtsbeziehungen

Tabelle 6 gibt die Längen- und Gewichtsmittelwerte, sowie die Minimal- und Maximalwerte für die zehn häufigsten Arten an, die für die Längen-Gewichtsregressionen als Basis herangezogen wurden. Der Anstieg (b) der Regressionen schwankt zwischen 2,07 bei den Rotaugen und 3,28 bei der Karausche. Bei einem Anstiegswert von 3 liegt isometrisches, bei Werten darunter bzw. darüber allometrisches Wachstum vor. Nach Carlander (1977) sollte der Exponent b in der Regel zwischen 2,5 und 3,5 liegen.

Tabelle 6: Dargestellt ist die mittlere Länge (Totallänge) und das mittlere Gewicht jeder im Fadenbach im Untersuchungszeitraum vom 11.11. bis 15.11.2013 nachgewiesenen Art. Ebenso sind Standardabweichungen, sowie Minimal- und Maximalwerte gegeben.

Fischart	Totallänge (cm)				Lebend - Frischgewicht (g)			
	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
Moderlieschen	2,9	0,4	2,3	3,5	0,2	0,1	< 1	< 1
Bitterling	2,9	0,6	2,0	4,5	0,3	0,3	< 1	1,4
Marmorierte Grundel	4,9	1,1	3,0	6,0	1,2	0,9	< 1	2,2
Hundsfisch	5,0	1,5	2,6	10,8	1,9	2,6	< 1	17,0
Laube	7,4	2,5	4,1	14,7	3,3	4,8	< 1	21,4
Schlammpeitzger	8,4	4,5	2,1	21,5	7,1	12,2	1,5	46,3
Rotfeder	9,1	2,6	6,2	22,1	11,1	19,7	1,8	139,5
Schleie	9,1	6,7	2,5	32,2	37,3	95,5	< 1	517,5
Flussbarsch	9,2	2,6	6,0	15,5	13,1	14,1	2,4	55,1
Karausche	9,2	3,8	2,2	17,2	25,2	23,9	< 1	102,5
Aitel	10,1	2,5	7,6	12,5	10,8	7,6	3,2	18,4
Güster	10,7	0,7	9,5	11,7	11,9	2,4	8,1	15,9
Rotaugen	11,4	18,9	3,7	147,1	11,9	12,7	< 1	48,5
Nerfling	12,1	8,7	6,4	27,0	74,7	101,7	2,0	218,5
Giebel	13,0	3,5	3,5	20,1	53,7	40,3	< 1	185,0
Brachse	14,3	0,5	14,0	15,0	24,9	2,4	22,0	27,8
Hecht	17,9	5,5	9,0	41,5	47,4	82,1	4,1	550,0

Tabelle 7: Werte der linearen Regression und Statistik der Modellanpassung für das Längen – zu Gewichtsverhältnis der 10 häufigsten Arten für den Untersuchungszeitraum vom 11.11. bis 15.11.2013 am Fadenbach. N = Anzahl Messungen; a = Schnittpunkt mit der Y Achse, b = Anstieg, r^2 = Bestimmtheitsmaß, p = Irrtumswahrscheinlichkeit, CL = 95% Konfidenzintervall.

Art	n	log a	± CL	b	± CL	r^2	p
<i>Alburnus alburnus</i>	16	-4,0284	-0,3669	2,3609	0,7332	0,78	<0,001
<i>Carassius auratus gibelio</i>	20	-4,6780	-0,3049	2,9881	0,1454	0,99	<0,001
<i>Carassius carassius</i>	73	-5,2444	-0,2488	3,2754	0,1258	0,99	<0,001
<i>Esox lucius</i>	99	-5,4270	-0,2967	3,0806	0,1324	0,98	<0,001
<i>Misgurnus fossilis</i>	16	-4,7712	-0,5918	2,8362	0,3032	0,98	<0,001
<i>Perca fluviatilis</i>	32	-5,2642	-0,3965	3,1614	0,2031	0,99	<0,001
<i>Rutilus rutilus</i>	55	-3,3141	-0,7254	2,0772	0,3712	0,85	<0,001
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	49	-5,3023	-0,721	3,1618	0,3702	0,93	<0,001
<i>Tinca tinca</i>	47	-4,5639	-0,2009	2,8661	0,1031	0,99	<0,001
<i>Umbra krameri</i>	261	-4,4869	-0,2396	2,7349	0,1405	0,86	<0,001

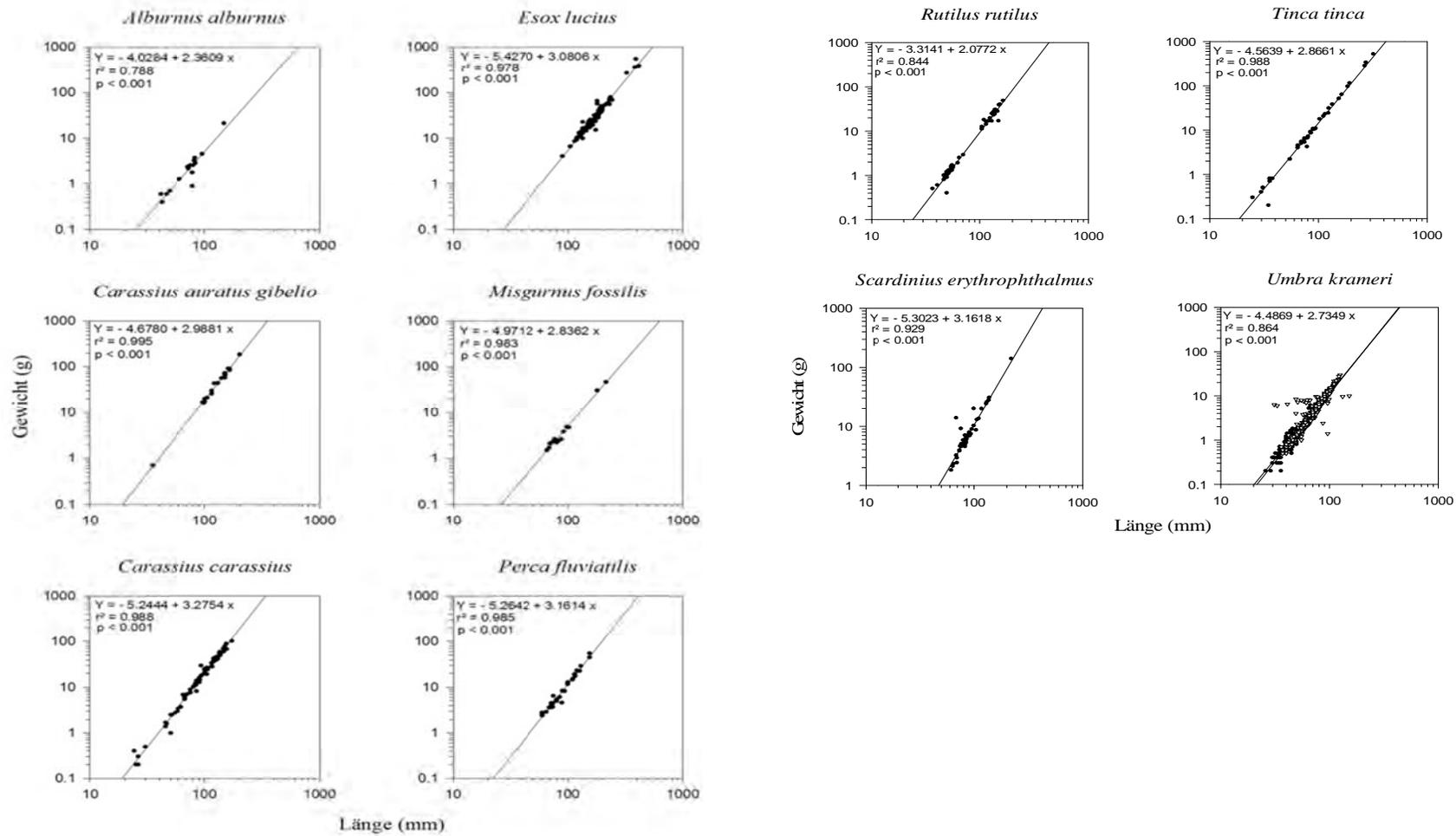


Abbildung 32: Längen-Frischgewichtsregression der 10 häufigsten Arten für den Untersuchungszeitraum vom 11.11. bis 15.11.2013 am Fadenbach.

5.2.5. Größenstruktur der Hundsfischgemeinschaft

Der Schwerpunkt der Größe der Hundsfische ausgedrückt in Totallänge (cm) lag bei dieser Untersuchung im Bereich zwischen 3 und 6 cm. Größere Individuen waren nur in geringen Stückzahlen vorhanden, der größte Fisch wurde mit 11 cm gemessen. Ein Vergleich mit vorangegangenen Studien zeigt, dass im Untersuchungsjahr 2013 kleinere Individuen häufiger und größere in geringerem Maße oder gar nicht vertreten sind. Der Schwerpunkt der Größenverteilung lag im Jahr 1993 zwischen 5 und 8 cm, im Jahr 1994 zwischen 4 und 8 cm und im Jahr 1995 zwischen 6 und 10 cm. Ebenso fehlen in den früheren Aufnahmen Individuen mit einer Länge < 4 cm nahezu gänzlich (Tab. 8 / Abb. 33).

Tabelle 8: Vergleich der Größenklassenverteilung des Hundsfisches im Jahr 2013 mit den Aufnahmen von Spindler & Wanzenböck 1993 (Herbst) ,1994 (Herbst) und 1995 (Frühjahr).

Gößenklasse	% ^{K & S} 2013	% S & W 1993	% S & W 1994	% S & W 1995
2-2,9	1	-	-	-
3-3,9	13	0	1	-
4-4,9	46	4	15	6
5-5,9	25	27	17	3
6-6,9	3	24	23	35
7-7,9	5	20	19	15
8-8,9	3	10	9	18
9-9,9	2	9	8	18
10-10,9	2	3	3	3
11-11,9	-	1	3	0
>12	-	1	1	3

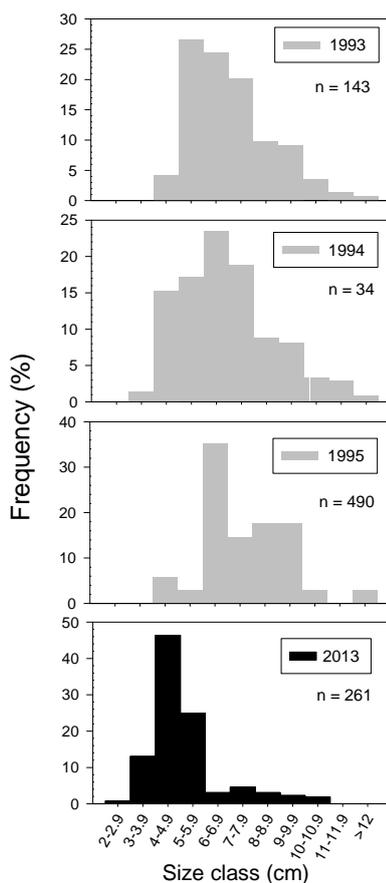


Abbildung 33: Vergleich der Größenklassen des Hundsfisches in unterschiedlichen Untersuchungsjahren (Aufnahmen von Spindler & Wanzenböck 1993 (Herbst), 1994 (Herbst) und 1995 (Frühjahr), sowie Keckeis und Sehr 2013 (Herbst)).

5.2.6. Populationsschätzung

Aufgrund der Vorstudien (Spindler & Wanzenböck 1995) ist eine Abschätzung der Gesamtindividuenzahl von Hundsfischen möglich. Im Rahmen dieser Studie erfolgten mehrere (2 bis 3) Befischungsdurchgänge an einzelnen Probestellen. Im Durchschnitt wurden dabei $56,5\% \pm 13,4\%$ (Schwankungsbereich 33,3% bis 79,2%) der Summe von Hundsfischen von zwei Durchgängen im ersten Durchgang erfasst. Der Wert von 43,5% für den Anteil im zweiten Durchgang kann demnach für die Populationsschätzung nach Moran-Zippin Methode (Moran 1951, Zippin 1958) verwendet werden.

5.2.7. Biodiversität

Der Shannon-Wiener Index schwankte im Bereich von 0,00 bis 2,18 und die Evenness im Bereich von 0,4 bis 1,0 (Abb. 34). Die höchsten Shannon-Wiener Werte wiesen die Stellen 14 und 15 (unterhalb Porau und oberhalb Schwimmbad) auf, die geringsten Werte die Stellen 7 und 23 (Baxter Schlinge und Brücke oberhalb Eckartsau). Die höchsten Werte der Evenness wurde an den Stellen 20 und 24 (oberhalb Biberdamm Eckartsau und unterhalb Brücke Eckartsau) verzeichnet, die geringsten Werte wiesen die Stellen 9 und 19 (Damm/südlich und oberhalb Steinbrücke Eckartsau). Bezüglich der β -Diversität waren die höchsten Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung, angegeben als Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex der Gemeinschaftsstruktur, zwischen den Stellen 4 und 10 (0,61; 4 geteilte Arten) sowie 3 und 4 (0,61; 3 geteilte Arten) zu beobachten. Demgegenüber lagen zwischen Stelle 9 in Bezug zu Stelle 14 (0,01; 1 geteilte Art), 15 bezogen zu 18 (0,01; 1 geteilte Art), 9 bezogen zu 18 (0,01; 1 geteilte Art), 4 bezogen zu 9 (0,01; 2 geteilte Arten) die geringsten Übereinstimmungen in der Artenkomposition vor.

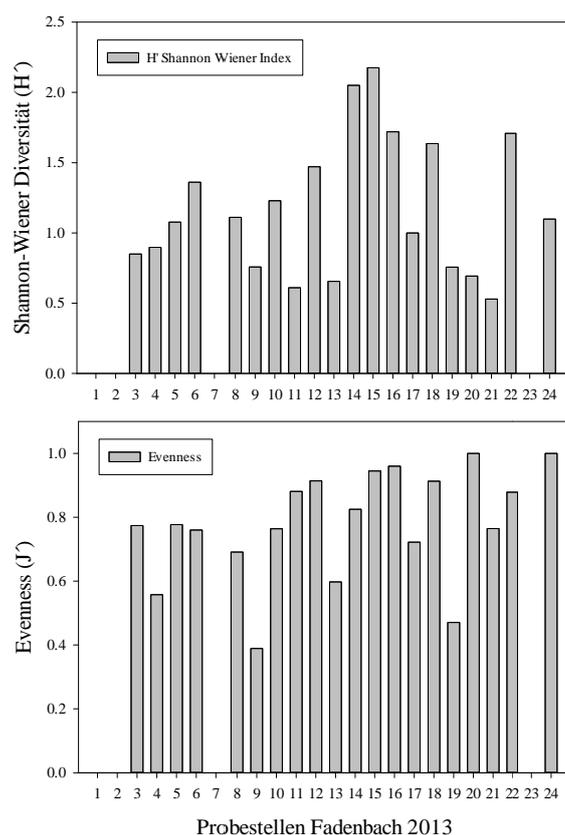


Abbildung 34: Darstellung der α – Diversität der Probestellen.

Im Vergleich mit den vorangegangenen Studien weisen die Mediane der α - Diversität ähnliche Werte auf, auffallend ist eine unterschiedliche Verteilungen im Jahr 1993 gegenüber den Folgejahren und eine geringe Spannweite in den Jahren 1994 und 1995 (Abb. 35).

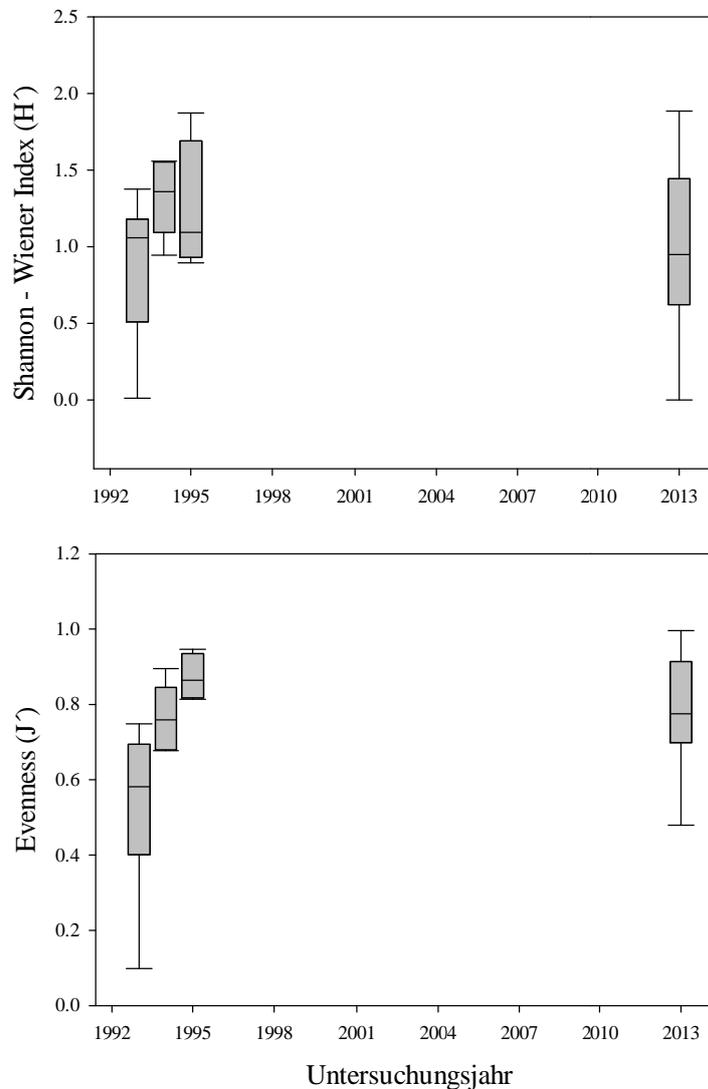


Abbildung 35: Jahresvergleich der α - Diversität im Fadenbachsystem.

5.3. Umweltfaktoren und Artengemeinschaft - Habitatbezug

Eine Verknüpfung der Abundanz mit den Gruppen (Clustern) ausgewählter Umweltvariablen zeigt keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Mediane, der Gesamtabundanz, sowie der Hundsfischabundanz zwischen den Stellen der Cluster 2 und 3. An den Stellen im Cluster 1 wurde kein Fischvorkommen festgestellt. Auffallend ist eine größere Variabilität der Abundanzen im Cluster 2 gegenüber Cluster 3 (Abb.36).

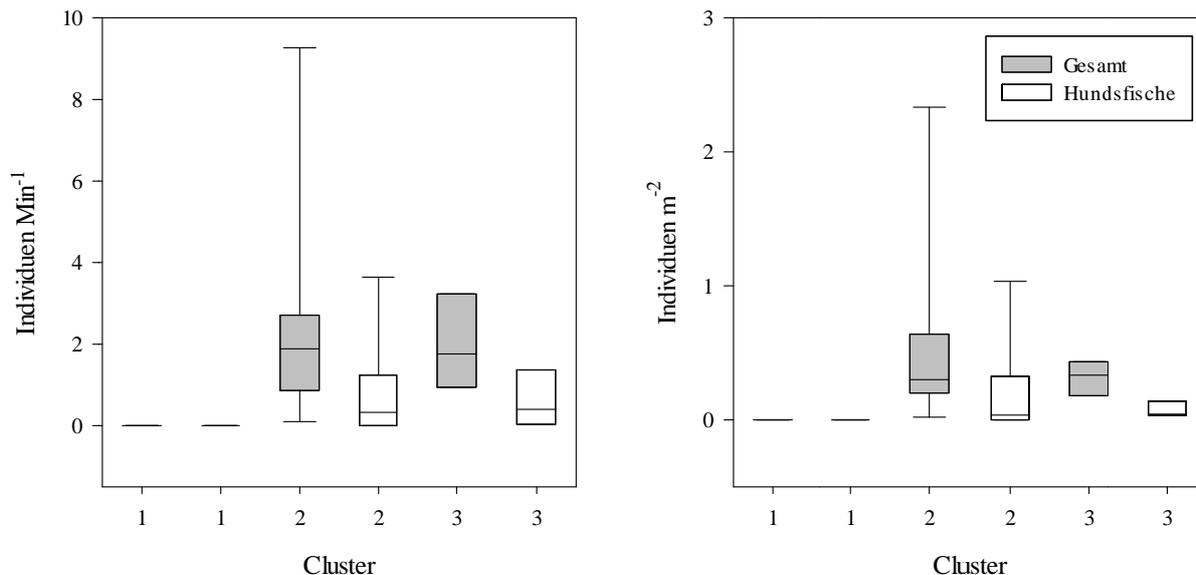


Abbildung 36: Box-Whisker-Plots der Individuen pro Zeit- (oben) und Flächeneinheit (unten) eingeteilt nach Clustern der Umweltfaktoren für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 75 % und 95 % Perzentile.

Die Ergebnisse der DCA ergaben eine Länge des ersten Gradienten von 2,629 Standardabweichungen und er beschreibt 29,3% der Variabilität des Artendatensatzes (Tab. 9). Dies lässt auf eine relativ homogene Struktur des Datensatzes bzw. einen relativ hohen Anteil von denselben Arten in den verschiedenen Stellen schließen. Der zweite Gradient besitzt eine Länge von 2,511 Standardabweichungen und erklärt mit 19,8 % auch einen großen Anteil der Variabilität des Artendatensatzes, kumulativ erklären die ersten beiden Achsen damit nahezu 50% der Variabilität des Artendatensatzes. Die Länge des ersten Gradienten ist < 3 , die Unterschiede zwischen den Gradienten sind gering und der vierte Gradient ist länger als der erste. Daher nutzen wir eine lineare Methode (RDA) für die weiterführende Ordinationsstatistik zur Analyse der Habitatsbeziehungen.

Tabelle 9: Zusammenfassung der DCA-Ergebnisse für die Art- und Umweltdaten des Fadenbachdatensatzes 2013.

Achse	1	2	3	4	totale Trägheit
Eigenwerte	0,662	0,436	0,101	0,048	2,262
Gradientenlänge	2,629	2,511	2,146	2,978	
Kumulative prozentuelle Varianz der Artdaten	29,3	48,5	53	55,1	
Summe aller Eigenwerte					2,262

In die RDA – Analyse wurden die zehn Variablen mit höchstem erklärenden Anteil übernommen. Die Selektion dieser 10 Umweltvariablen („forward selection“) ergab größte marginale Effekte für Ammonium (NH_4 ; $\lambda_1 = 0.16$), die Höhe der Geländekante (BAFU; $\lambda_1 = 0.11$), Totholz (WD; $\lambda_1 = 0.08$), pH Wert ($\lambda_1 = 0.06$) und submerse Vegetation (V_SUB; $\lambda_1 = 0.05$).

Die Summe aller kanonischen Eigenwerte zeigt, dass 52,5% der Gesamtvariabilität der Arten durch die Umweltvariablen erklärt werden kann. Die erste und zweite kanonische Achse erklären jeweils 33,2 und 14,9 % der Artdaten. Die kumulierte prozentuelle Varianz der Art – Umwelt Relationen der ersten und zweiten Achse betragen 63,2 % und 28,5%, dies ergibt einen kumulativen Wert von 91,7% (Tab.10).

Tabelle 10: Zusammenfassung der Resultate der RDA für Art - und Umweltdaten. Alle vier Eigenwerte sind kanonisch und korrespondieren zu Achsen die durch Umweltvariable gebunden sind.

Achse	1	2	3	4	Totale Varianz
Eigenwerte	0,332	0,149	0,026	0,008	1,000
Art-Umwelt-Korrelationen	0,821	0,619	0,606	0,704	
Kumulative prozentuale Varianz der Artdaten	33,2	48,1	50,7	51,5	
der Art-Umwelt-Beziehungen	63,2	91,7	96,5	98,1	
Summe der Eigenwerte					1,000
Summe aller kanonischen Eigenwerte					0,525

Tabelle 11: Zusammenfassung der Ergebnisse der Monte Carlo Permutationstests für die erste und alle kanonischen Achsen der RDA für Art- und Umweltdaten. 499 Permutationen unter reduziertem Modell wurden durchgeführt.

	Test auf Signifikanz der ersten kanonischen Achse	Test auf Signifikanz aller kanonischen Achsen
Eigenwert/Trace	0,332	0,525
F-Wert	4,960	1,104
P-Wert	0,35	0,422

Tabelle 12 zeigt die Gewichtung der einzelnen Umweltvariablen auf die Arten- und Umweltachsen. Den stärksten Einfluss üben die Umweltvariablen Ammonium, Höhe der Geländekante, Totholz, submerse Vegetation, Orthophosphat und Strauchvegetation aus.

Tabelle 12: Zusammenfassung der Gewichtungen der ersten vier Achsen der RDA für den Fadenbach-Datensatz. WD = Totholz, SHR = Sträucher, Na = Natrium, W = Gewässerbreite, Cond = Leitfähigkeit, pH = pH Wert, PO₄ = Orthophosphat, V_SUB = submerser Vegetation, BAFU = Höhe Geländekante, NH₄ = Ammonium.

Variable	SPEC AX1	SPEC AX2	SPEC AX3	SPEC AX4	ENVI AX1	ENVI AX2	ENVI AX3	ENVI AX4
WD	-0,367	0,185	-0,010	-0,024	-0,446	0,300	-0,017	-0,034
SHR	-0,257	-0,054	0,061	-0,472	-0,313	-0,087	0,101	-0,670
Na	-0,114	-0,282	0,220	-0,356	-0,139	-0,455	0,363	-0,506
W	-0,095	-0,235	-0,333	0,168	-0,116	-0,380	-0,550	0,239
COND	0,036	-0,300	0,227	-0,439	0,043	-0,484	0,375	-0,624
pH	0,197	0,301	-0,239	0,134	0,240	0,487	-0,395	0,190
PO ₄	0,265	-0,075	-0,208	-0,030	0,323	-0,121	-0,343	-0,043
V_SUB	0,292	-0,134	-0,221	-0,037	0,355	-0,217	-0,365	-0,052
BAFU	0,468	0,006	-0,025	0,318	0,570	0,010	-0,040	0,451
NH ₄	0,572	-0,024	-0,153	-0,115	0,697	-0,039	-0,252	-0,163

Abbildung 37 zeigt die Beziehung einzelner Arten zu unterschiedlichen Umweltvariablen. Die Arten *A. alburnus*, *B. bjoerkna*, *L. cephalus*, *L. delineatus*, *L. idus*, *P. fluviatilis* und *S. erythrophthalmus* stellen eine Gruppe von Arten, die mit Stellen von geringer Ammoniumkonzentration, geringer Höhe der Geländekante, geringer submerser Vegetation und hohem Totholzanteil assoziiert sind. Weiterhin sind die Artenoptima positiv mit dem pH und negativ mit der Leitfähigkeit korreliert. Für diese Arten können keine Muster basierend auf den ökologischen Gilden beobachtet werden. Jede vorkommende Gilde ist in dieser Akkumulation der Arten repräsentiert (Abb. 37). *Esox lucius*, als der „Top-Predator“ im Fadenbachsystem hat sein Optimum in unserem Modell in Bereichen mit vergleichsweise hohen Ammoniumkonzentrationen und gleichzeitig höheren Geländekanten als sie von allen anderen Arten (außer *U. krameri*) bevorzugt werden. Dass er eine individuelle Verteilung in Bezug auf die erhobenen Umweltvariablen zu zeigen scheint, unterstreicht sein eurytopes Auftreten. Ebenso, spielt die stagnophile Art *Rhodeus amarus* eine spezielle Rolle in dem Modell, denn der Bitterling hat sein Optimum bei den geringsten Ammoniumkonzentrationen und der geringsten Höhe der Geländekante im Vergleich zu den übrigen Arten und ist mit geringen Mengen Totholz assoziiert. Aufgrund seines Reproduktionsmodus, ist diese Art auf Stellen mit Muschelvorkommen angewiesen.

Eine weitere Gruppe von Arten, bestehend aus *C. auratus gibelio*, *C. carassius*, *M. fossilis*, *P. semilunaris* und *U. krameri* zeigt ebenso Ähnlichkeiten hinsichtlich ihrer Assoziation mit Umweltvariablen. Diese Artengruppe hat etwas größere Distanzen zwischen ihren Maxima als die oben erwähnte Artenassoziation. Die Optima sind positiv mit der Ammoniumkonzentration, der Höhe der Geländekante, submerser Vegetation und dem Phosphatgehalt korreliert, wohingegen eine

negative Korrelation mit Totholz im Gewässer gegeben ist. Die Hauptdeterminanten für die Position des Hundsfisches im Modell sind die Ammoniumkonzentration, die Höhe der Geländekante, die Totholzmenge, den Deckungsgrad der submersen Vegetation und Sträucher im Ufersaum zurückgeführt werden. Daher lässt sich darauf schließen, dass *U. krameri* zumindest innerhalb des Fadenbachsystems höhere Ammoniumkonzentrationen toleriert als alle anderen mit ihm assoziierten Arten, und/oder durch Konkurrenzphänomene in diese Habitate ausweicht.

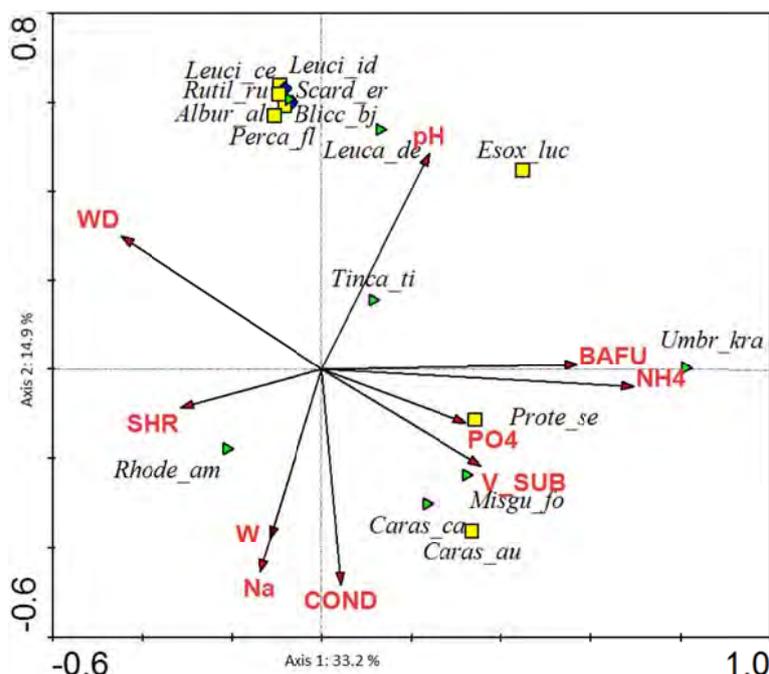


Abbildung 37: Darstellung der Beziehung zwischen den Umweltvariablen und einzelnen Fischarten (Habitatbeziehungen) im Fadenbachsystem. Die Umweltvariablen werden als Pfeile dargestellt: BAFU (Höhe der Geländekante), COND (Leitfähigkeit), Na (Natrium), NH₄ (Ammonium), pH, PO₄ (Phosphat), SHR (Sträucher), V_SUB (submerse Vegetation), W (Breite), WD (Totholz). Die Arten werden als Symbole angezeigt und sind mit Abkürzungen ihrer Artnamen gekennzeichnet: Albur_al (Alburnus alburnus), (Blicc_bj)Blicca bjoerkna, Caras_au (Carassius auratus gibelio), Caras_ca (Carassius carassius), Esox_lu (Esox lucius), Leuc_ce (Leuciscus cephalus), Leuc_id (Leuciscus idus), Misgu_fo (Misgurnus fossilis), Perca_fl (Perca fluviatilis), Prot-se (Proteorhinus semilunaris), Rhod_am (Rhodeus amarus), Scrad_er (Scardinius erythrophthalmus), Tinca_ti (Tinca tinca), Umbr-kr (Umbra krameri). Die Symbole beziehen sich auf die ökologische Gilde der jeweiligen Art: Diamanten (rheophil), rechte Dreiecke (stagnophil), Quadrate (eurytop). Es ist zu beachten, dass auch die Symbole als Pfeile zu interpretieren sind. Nur die häufigsten Arten wurden in das Modell einbezogen.

In Abb. 38 sind die mit Fisch besiedelten Stellen in Bezug zu den Umweltparametern dargestellt. Zwei Stellen (9, 19) fallen aus dem Muster, wobei Stelle 9 durch eine geringe Leitfähigkeit (bedingt durch die temporäre Anbindung an den Hauptstrom) und einen hohen pH – Wert und Stelle 19 durch eine geringe Ammoniumkonzentration, geringe pH-Werte und hohe Leitfähigkeit

geprägt ist. Die Stellen 17, 22, 10 und 11 besitzen hohe Ammoniumwerte, eine hohe Geländekante, Bestände von submersen Pflanzen und eine relativ hohe Phosphatkonzentration im Vergleich zu den restlichen Stellen.

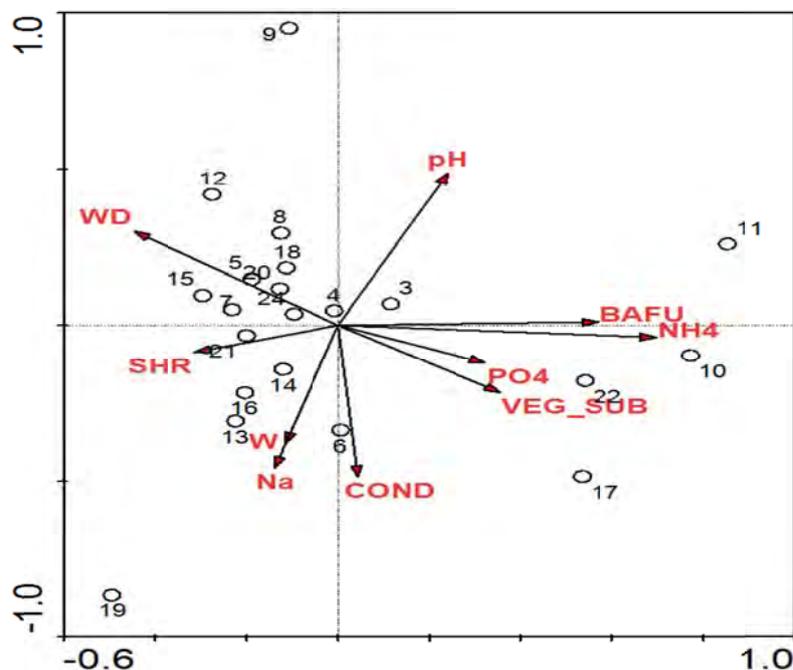


Abbildung 38: Beziehung zwischen Umweltvariablen und Probestellen.

Wie oben erwähnt, lässt sich kein Gradient der α - Diversität über den longitudinalen Verlauf des Gewässers erkennen. In Bezug auf die Umweltparameter spiegelt sich diese Beobachtung wieder. Entlang keinem der registrierten Faktoren lässt sich ein klarer Trend erkennen. Geht man beispielsweise vom Totholz aus, zeigt sich eine geringe Zunahme der Diversität im intermediären Bereich des Vektors mit drauffolgender Abnahme der Shannon-Diversität. Weiterhin ist auffällig, dass auch die Extremstandorte (9, 11, 10, 22, 17 und 19) im Verhältnis mittlere bis hohe Diversitäten vorweisen (Abb. 39).

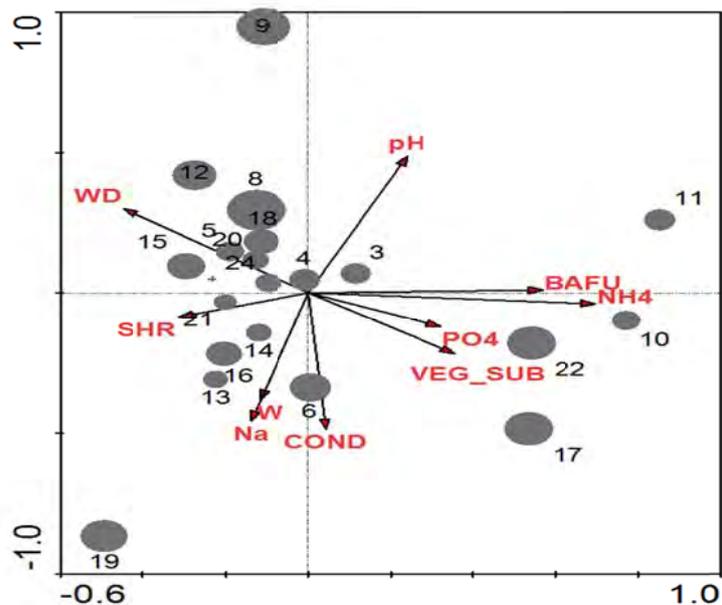


Abbildung 39: Beziehung zwischen Umweltvariablen und Probenstellen sowie der Biodiversität (Symbole). Die Größe der Kreissymbole spiegelt den Shannon-Wiener Index der Stelle wieder.

Die Hundsfischabundanzen im Fadenbachsystem sind an Stelle 10 und 11 deutlich am höchsten. Die Stellen sind besonders durch hohe Geländekanten, hohe Ammoniumkonzentrationen und geringen Totholzanteil geprägt. In Abb. 40 lässt sich ein Gradient entlang der ersten Ordinationsachse erkennen. Mit Abnahme der Totholzmenge und der uferbegleitenden Sträucher und einer Zunahme der submersen Vegetation, der Ammonium- und Orthophosphatkonzentration und der Höhe der Geländekante nehmen die Hundsfischabundanzen sukzessive zu.

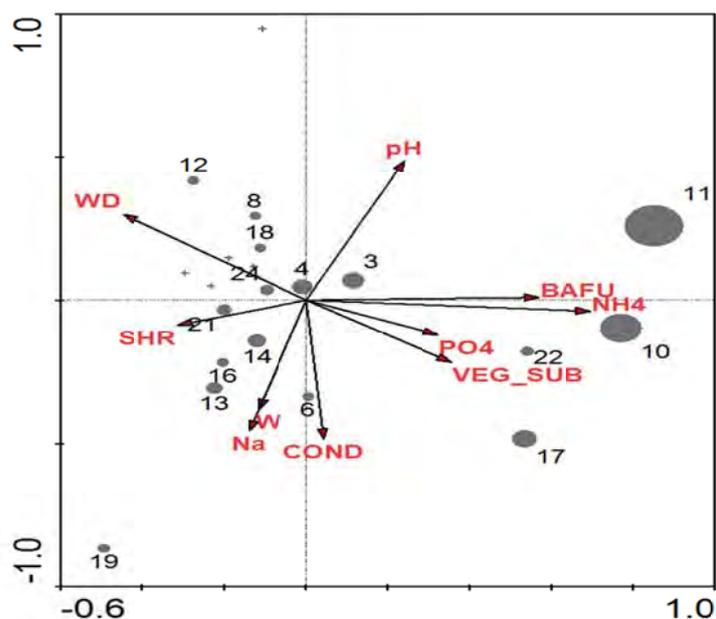


Abbildung 40: Abundanz der Hundsfische der einzelnen Probestellen in Bezug zu den Umweltfaktoren (Habitatbezug).

6. Vergleich mit Vorstudien

6.1. Gesamtfang

Der Gesamtfang weist im Jahr 2013 deutlich geringere Werte als 1993 und 1994 auf, die Werte sind jedoch höher als 1995. Die Abundanz der Hundsfische 2013 nimmt nach 1994 den zweithöchsten Wert ein, die anderen Jahre weisen deutlich geringere Hundsfischabundanzen auf.

Die Artengemeinschaften der unterschiedlichen Jahre wurden mittels einer Ähnlichkeitsstrukturanalyse (nicht parametrische multidimensionale Skalierung, NMDS) verglichen. Es zeigen sich signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Abb. 42, Tab. 13). Während die Artengemeinschaften der Jahre 1993 und 2013 zwischen den Stellen breit streuen, sind die Streuungen im Jahr 1994 und 1995 vergleichsweise gering (Abb. 41). Die Ergebnisse im Jahr 2013 sind signifikant unterschiedlich zu jenen der Jahre 1993 und 1995. Weiters unterscheiden sich die Artengemeinschaften der Jahre 1994 und 1995 signifikant voneinander.

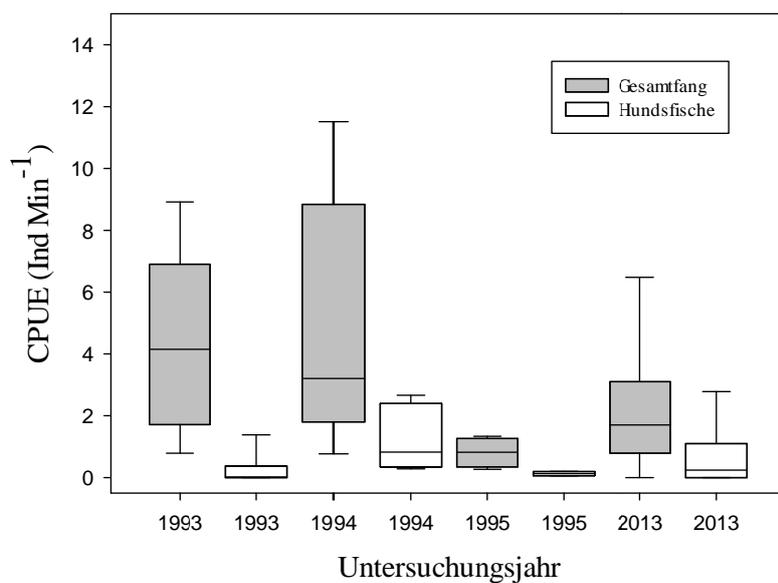


Abbildung 41: Vergleich der Abundanz des Gesamtfanges sowie der Hundsfische in unterschiedlichen Untersuchungsjahren.

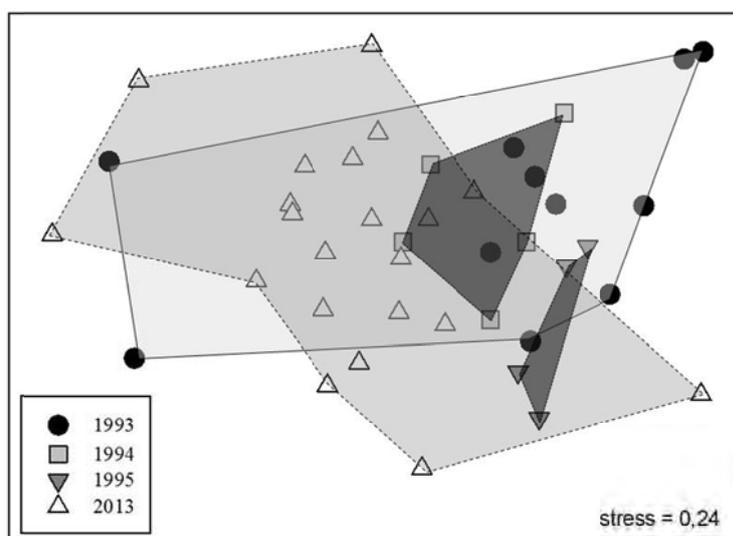


Abbildung 42: Darstellung der Artengemeinschaft einzelner Probestellen (Symbole) in unterschiedlichen Untersuchungsjahren (Flächen). NMDS Plot.

Tabelle 13: Ergebnisse der Analyse der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaft in unterschiedlichen Untersuchungsjahren (ANOSIM = Analysis of Similarities).

Globaler Test					
probenstatistik (Global R): 0,134					
Signifikanzlevel der probenstatistik 3,8%					
Permutationsanzahl: 999					
Anzahl permuierter Statistiken, welche größer oder gleich zum Globalen R sind: 37					
Paarweise Tests					
Groups	R Statistic	Significanz- level %	Mögliche Permutationen	Aktuelle Permutationen	Anzahl >= beobachtet
1993, 1994	-0.090	68.5	4368	999	684
1993, 1995	-0.004	46.5	1365	999	464
1993, 2013	0.270	0.1	129024480	999	0
1994, 1995	0.325	7.9	126	126	10
1994, 2013	-0.016	52.3	65780	999	522
1995, 2013	0.164	15.9	12650	999	158

6.2. Artensättigung

Aus Abb. 43 wird ersichtlich, dass die Arten-Sättigungskurven im Jahr 1993 und im Jahr 2013 einen sehr ähnlichen Verlauf nehmen. Die Konfidenzintervalle sind im Jahr 1993 deutlich größer. Die Kurve von 2013 weist eine Sättigungstendenz auf, dies bedeutet dass bei einer höheren Probenzahl keine starke Zunahme der Artenzahl zu erwarten ist. Insgesamt konnten von Spindler und Wanzenböck (1995) bei insgesamt 13 Proben 15 Arten nachgewiesen werden, im Jahr 2013 wurden bei 24 Stichproben 17 Arten festgestellt. Auf das Probenvolumen von 24 Proben extrapoliert läge die Artenzahl für 1993 bei rund 18 Arten.

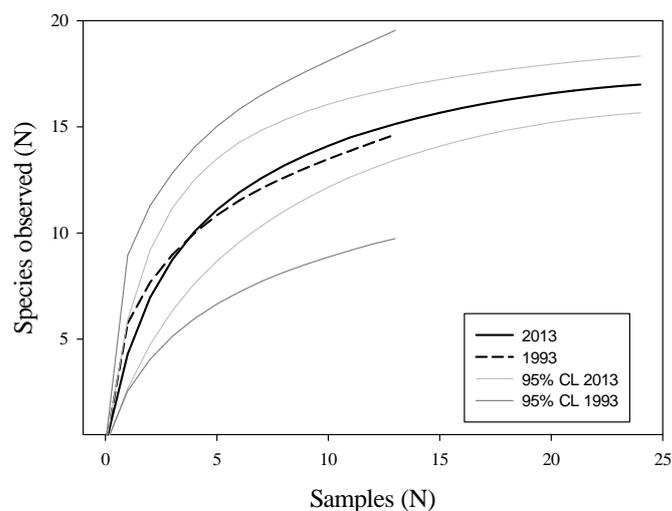


Abbildung 43: Vergleich der Arten-Akkumulationskurve der Jahre 1993 und 2013. 95% CL= 95% Vertrauensbereich.

6.3. Vergleich Längen-Gewichtsbeziehungen der Hundsfische

Es wurden keine signifikanten Unterschiede in den Längen-Gewichtsbeziehungen zwischen den Untersuchungen in verschiedenen Jahren festgestellt (Abb. 44) Die Ergebnisse der linearen Regression ($\log FG = \log a + b \log TL$) waren für 2013: $r^2 = 0,92$; $\log a = -5,089$, $b = 3,068$. Für den kombinierten Datensatz 1993, 1994 und 1995: $r^2 = 0,88$; $\log a = -4,905$ und $b = 2,987$.

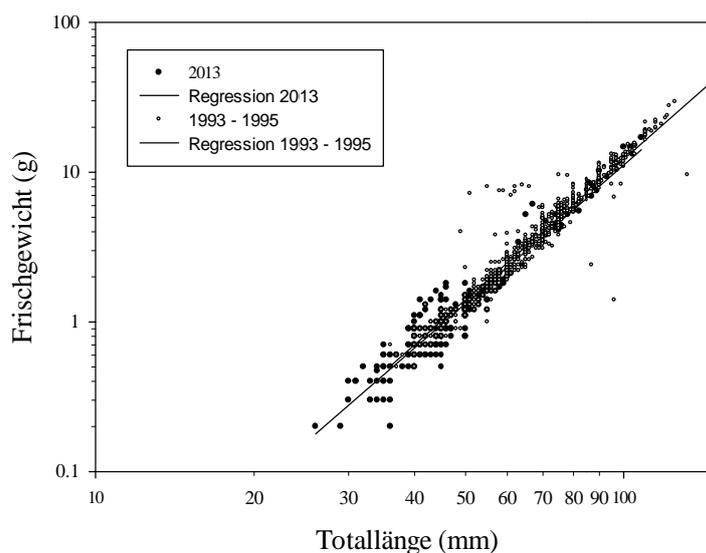


Abbildung 44: Vergleich der Längen-Gewichtsbeziehungen von Hundsfischen im Jahr 2013 mit jenen der Jahre 1993 – 1995.

7. Diskussion

Das Fadenbachsystem stellte sich als sehr heterogenes Gewässer dar, sowohl hinsichtlich der Gewässermorphologie, der Nährstoffkonzentrationen als auch der hydro-chemischen Parameter. Als Ursache für diese Variabilität sind die Konnektivität über Oberflächenwasser als auch das Grundwasser zu nennen. Die Lage und der Verlauf des Gewässers bedingen einen hohen allochthonen Eintrag aus dem Auwald, sowie Einträge aus den angrenzenden Agrarflächen und Siedlungen. Um die Eintragsquellen der einzelnen Standorte zu identifizieren, sind genauere Untersuchungen erforderlich.

Die festgestellte diverse Artengemeinschaft setzt sich charakteristischer Weise aus Vertretern der eurytopen und stagnophilen Gilde zusammen, wobei beinahe die Hälfte aller Arten einen Gefährdungstatus aufweist. Für den Hundsfisch, den Schlammpeitzger, das Moderlieschen und die Karausche stellt das Fadenbachsystem einen essentiellen Lebensraum (Schlüsselhabitat) für das Vorkommen in diesem Gebiet dar. Die beobachteten Vertreter der rheophilen Gilde kamen ausnahmslos im Bereich Orth in den Probenstellen acht und neun vor, von denen sich eine donauseitig des Dammes (Stelle 9) befindet, bzw. eine durch eine Öffnung im Damm (Stelle 8) direkt an die Donau angebunden ist. Diese Stellen sind auch durch eine auffallend hohe Abundanz (Stelle 9) als auch Biomasse (Stelle 8) gekennzeichnet, Hundsfische fehlen allerdings an der Stelle 9 gänzlich.

Die Biodiversität der Fischartengemeinschaft wies im Jahresvergleich (1993 – 1995; 2013) keine signifikanten Unterschiede auf. Auch die Gesamtartenzahl ist sehr ähnlich, was im Vergleich der Artensättigungskurven deutlich erkennbar ist. Bezüglich der Artenstruktur (Zusammensetzung der Artengemeinschaft) bestehen jedoch deutliche Unterschiede zwischen den Aufnahmeserien.

Der Hundsfisch ist an vielen Probenstellen hinsichtlich der Abundanz bestandsbildend (bis zu 75%), wobei sich dies nicht in der Biomasse widerspiegelt. Die größten Biomassewerte wiesen die Karausche und der Hecht auf. Hinsichtlich der Abundanz setzen sich wenige Stellen mit auffallend hohen Dichten vom Rest deutlich ab. Im oberen Bereich des Fadenbaches (Stelle 1 bis 9) war kein bzw. nur ein geringes Vorkommen des Hundsfisches zu verzeichnen. Im Mittellauf (Stelle 10 bis 19) war ein nahezu durchgehendes Vorkommen zu verzeichnen, im weiteren Verlauf (Stelle 20 bis 24) war wiederum ein geringeres Vorkommen gegeben. Das Hundsfischvorkommen hat sich im Vergleich zu den früheren Untersuchungen aber auf mehrere Stellen ausgeweitet.

Im Vergleich mit den Vorstudien von Spindler und Wanzenböck (1995) zeigten sich in der Erhebung im Jahr 2013 deutliche Unterschiede in der Größenklassenverteilung der Hundsfischpopulation. Während kleine Individuen im Herbst 2013 sehr häufig (nahezu bis zu 50% des Bestandes) vorkamen, waren große, adulte Individuen nur in geringen Anteilen vorhanden.

Bezüglich der Habitatansprüche zeigten sich 2 Artenassoziationen mit unterschiedlichen Beziehungen zu einzelnen Umweltfaktoren, und 3 weitere Arten, die eine gesonderte Position einnehmen. Die maßgeblichsten Umweltfaktoren die eine Habitatassoziation bedingen, waren die Höhe der Geländekante und die Ammoniumkonzentration, sowie Totholz und die Dichte der submersen Vegetation. Innerhalb dieser Assoziation nimmt der Hundsfisch eine besondere Stellung ein, die auf ein Vorkommen bei sehr hohen Ammoniumkonzentrationen hinweist. Dies kann auf eine erhöhte Toleranz dieser Art, oder als Reaktion auf Konkurrenz und/oder Räuberdruck zurückzuführen sein. Hierzu bedarf es Analysen zur Position der Art im Nahrungsgefüge, der Ernährungsweise, der Nahrungsverteilung und des Nahrungsangebotes in den unterschiedlichen Habitaten.

Auch wenn die Redundanzanalyse ca. 50% der Variabilität der Verteilung der Arten erklärt, besteht ein Bedarf zur Identifikation von determinierenden und kontrollierenden Faktoren zur Analyse des Vorkommens und der räumlichen Verteilung der Fischartengemeinschaft und insbesondere des Hundsfisches im System. Vor allem detailliertere Informationen und Kenntnisse über die Effekte von Grund- und Oberflächenwasserführungen (Wasserstände, zeitliche-räumliche Fluktuationen, kurz-, mittel- und langfristige Trends) auf das Habitatangebot, die Habitatqualität und die Artengemeinschaft sind von allergrößter Wichtigkeit für den Erhalt und Schutz des Hundsfisches und weiterer gefährdeter Arten (z.B. Schlammpeitzger, Karausche, Moderlieschen). Zur Erklärung und Analyse der Unterschiede in der Größenstruktur bedarf es weiterer Untersuchungen der Populationsdynamik.

Danksagung: Das vorliegende Projekt (FA764002) wurde vom Nationalpark Donau-Auen beauftragt und finanziert. Die Befischungen wurden vom NÖ Landesfischereiverband bewilligt (NÖ LFV-E-04/12). Der Nationalpark Donau–Auen stellte dankenswerterweise ebenso Gerätschaften für die Durchführung der Probennahmen zur Verfügung. Die Österreichischen Bundesforste stellten die Fahrgenehmigung. Wir bedanken uns bei der Gemeinde Mannsdorf an der Donau und bei den Österreichischen Bundesforsten für die Einverständniserklärung zur Probennahme. Thomas Spindler, Josef Wanzenböck, Horst Zornig und Michael Schabuss stellten die Vergleichsdaten vorangegangener Untersuchungen zur Verfügung. Herr Hubert Kreil führte die chemische Analyse der Wasserproben am Department für Limnologie und Ozeanographie durch. Karl Reiter stellte seine Datenbank mit Orthofotos zur Verfügung. Aaron Lechner, Bernhard Zens, David Ramler, Holger Villwock und Reinhard Krusch halfen bei den Erhebungen der Abiotik und bei den Elektrobefischungen. Wir bedanken uns bei Christian Baumgartner für die sprachlichen Korrekturen, und Frau Karoline Zsak für die Erstellung der Detailkarten der Probenstandorte.

8. Literaturverzeichnis

- Bain, M.B. & Stevenson, N.J. (1999). Aquatic habitat assessment: common methods. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Bevenger, G. S., & King, R. M. (1995). A pebble count procedure for assessing watershed cumulative effects.
- Carlander, K.D. (1977). Handbook of Freshwater Fishery Biology, vol. 1 and 2. Iowa State University Press, Ames, Io.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. Kawabata, D. J. Knowler, C. L'évêque, R. J. Naiman, A. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, and C. A. Sullivan (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163–182.
- Flosi, G. & Reynolds, F. L. (1994). California salmonid stream habitat restoration manual, Sacramento: California Department of Fish and Game, Inland Fisheries Division.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Leyer, I., & Wesche, K. (2007). Multivariate Statistik in der Ökologie. Berlin: Springer.
- Magurran, A. F. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Malden, USA
- Moran, P.A.P. (1951). A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika*, 38. 307–311.
- Povž, M. (1995). Threatened fishes of the world. *Umbra krameri* Walbaum, 1792 (*Umbriidae*). *Environmental Biology of fishes* 43:232.
- Reckendorfer, W. & Keckeis, S. (2001): Gewässernetzung und Lebensraummanagement Donauauen: Ökologisches Entwicklungsziel Fadenbach. - Studie im Auftrag der Nationalpark Donauauen GMBH, Wien, 49.
- Ricciardi, A., and J. B. Rasmussen (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13:1220–1222.
- Richter, B. D.; Braun, D. P.; Mendelson, M. A.; Master, L. L. (1997). Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology* 11:1081–1093.
- Rosgen, D. L. (1994). 'A classification of natural rivers', *Catena*, 22: 169–199.
- Schiemer, F. & Waidbacher, H. (1998). Zur Ökologie großer Fließgewässer am Beispiel der Fischfauna der österreichischen Donau. *Stapfia* 52, zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums N.F. 126
- Schulz, H. (2006). "Die Libellenfauna am Fadenbach zwischen Orth und Eckartsau; Endbericht der Libellen-Erhebung im Auftrag der österreichischen Bundesforste AG 2006." Wissenschaftliche Reihe 32/2013.
- Sekulić, N.; Marić, S.; Galambos, L. Radošević, D.; Krpo-Četković, J. (2013): New distribution data and population structure of the European Mudminnow *Umbra krameri* in Serbia and Bosnia and Herzegovina. *Journal of Fish Biology* 83, 659-666.
- Sindt, A. R.; Clay, L. P.; Quist, M. C. (2012): Fish species of greatest Conservation Need in Wadeable Iowa Streams: Current Status and Effectiveness of Aquatic Gap Program Distribution Models. *North American Journal of fisheries Management*, 32: 135-146.
- Spindler, T. & Wanzenböck, J. (1999). Der Hundsfisch (*Umbra krameri* WALBAUM), als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen. Studie im Auftrag des BMUJF und des Amtes der NÖ Landesregierung.
- Spindler, T. (2006). Lebensraummanagement des Hundsfisch (*Umbra krameri*) im unteren Fadenbach. *Wissenschaftliche Reihe*, Heft 11/2006.
- Wanzenböck, J., & Spindler, T. (1995). Rediscovery of *Umbra krameri* Walbaum, 1792, in Austria and subsequent investigations. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien. Serie B für Botanik und Zoologie*, 450-457.
- Wanzenböck, J. (1992). Wiederentdeckung des Europäischen Hundsfisches, *Umbra krameri* Walbaum 1792. Österreich. —Österreichs Fischerei, 45(10), 228-229.

Wanzenböck, J. (2004). European Mudminnow (*Umbra krameri*) in the Austrian Floodplain of the River Danube. Conservation of an Indicator Species for Endangered Wetland Ecosystems in Europe. In: Species Conservation and Management. Edited by H.R. Akcakaya, M.A. Burgman, O. Kindvall, C.C. Wood, P. Sjögren-Gulve, J.S. Hatfield, M.A. McCarthy. Oxford University Press. Pp.200-207.

Wilhelm, A. (2003). Growth of the mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in river Ér. Tiscia, 34, 57-60.

Zippin C. 1958. The Removal Method of Population Estimation. The Journal of Wildlife Management, Vol. 22, No. 1 (Jan., 1958), pp. 82-90.

9. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Probenstellen mit Hundsfischvorkommen (grüne Symbole) und ohne Hundsfischvorkommen (rote Symbole) im Fadenbachsystem im Bereich zwischen Mannsdorf an der Donau und Witzelsdorf. Untersuchungszeitraum 21.-25. Oktober 2013.	6
Abbildung 2: Übersichtsbild Stelle 1 „Mannsdorf“	7
Abbildung 3: Übersichtsbild Stelle 2 „Labfeld“	7
Abbildung 4: Übersichtsbild Stelle 3 „Schloß Orth“	8
Abbildung 5: Übersichtsbild Stelle 7 „Baxter Schlinge“	9
Abbildung 6: Übersichtsbild Stelle 8 „Damm/Siel“	10
Abbildung 7: Übersichtsbild Stelle 9 „Damm/südlich“	11
Abbildung 8: Übersichtsbild Stelle 10 „Damm Tümpel 1“	11
Abbildung 9: Übersichtsbild Stelle 11 „Damm Tümpel 2“	12
Abbildung 10: Übersichtsbild Stelle 12 „Damm Tümpel 3“	13
Abbildung 11: Übersichtsbild Stelle 13 „Oberhalb Porau“	13
Abbildung 12: Übersichtsbild Stelle 14 „Unterhalb Porau“	14
Abbildung 13: Übersichtsbild Stelle 15 „Oberhalb Schwimmbad/unterhalb Kläranlage“	15
Abbildung 14: Übersichtsbild Stelle 16 „Schwimmbad Eckartsau“	15
Abbildung 15: Übersichtsbild Stelle 17 „Unterhalb Schwimmbad Eckartsau“	16
Abbildung 16: Übersichtsbild Stelle 18 „Fließstrecke Schloss“	17
Abbildung 17: Übersichtsbild Stelle 19 „Oberhalb Steinbrücke Eckartsau“	17
Abbildung 18: Übersichtsbild Stelle 20 „Oberhalb Biberdamm Eckartsau“	18
Abbildung 19: Übersichtsbild Stelle 21 „Unterhalb Biberdamm Eckartsau“	19
Abbildung 20: Übersichtsbild Stelle 22 „Wildfütterung“	19
Abbildung 21: Übersichtsbild „Oberhalb Brücke Eckartsau“	20
Abbildung 22: Übersichtsbild Stelle 24 „Unterhalb Brücke Eckartsau“	21
Abbildung 23: Dendrogramm der Clusteranalyse. Auftrennung der Probestellen anhand ausgewählter morphologischer, abiotischer und chemischer Faktoren.	30
Abbildung 24: Prozentuellen Anteile der ökologischen Gilden am Gesamtfang.	31
Abbildung 25: Häufigkeit des Artenvorkommens: ca. 24% aller Arten wurden nur an 1 Probenstelle festgestellt, und ca. 5% aller Arten kamen an 19 verschiedenen Probenstellen vor.	31
Abbildung 26: Fang pro Aufwandseinheit bezogen auf die Probenfläche (links) und die Befischungszeit (rechts) für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Es wird nach ökologischen Gilden unterschieden.	33
Abbildung 27: Beziehung zwischen dem Fang pro Aufwandseinheit bezogen auf die Zeit gegenüber dem Bezug auf die Fläche für die Fänge innerhalb des Fadenbachsystems. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) = 0,95; der Schnittpunkt (a) = -0,005 und der Anstieg der Geraden (b) = 0,235.	34
Abbildung 28: Fang pro Aufwandseinheit pro Zeit (oben) und pro Fläche (unten) je Untersuchungsstelle im Fadenbach für die Beprobung im Zeitraum 11.11. bis 15.11.2013.	35
Abbildung 29 Box-Whisker-Plots für die mittlere Biomasse je Art pro Zeiteinheit (oben) und Flächeneinheit (unten) für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 75 % und 95 % Perzentile.	36

Abbildung 30 Box-Whisker-Plots: Mittlere Biomassen des Gesamtfangs (oben) und des Hundsfisches (unten) je Stelle für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 75 % und 95 % Perzentile.	38
Abbildung 31: Box-Whisker-Plots der mittleren Biomassen der ökologischen Gilden bezogen auf Flächeneinheit (links) und Zeiteinheit (rechts) für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 50 % und 75 % Perzentile.	38
Abbildung 32: Längen-Frischgewichtsregression der 10 häufigsten Arten für den Untersuchungszeitraum vom 11.11. bis 15.11.2013 am Fadenbach.	41
Abbildung 33: Vergleich der Größenklassen des Hundsfisches in unterschiedlichen Untersuchungsjahren (Aufnahmen von Spindler & Wanzenböck 1993 (Herbst) ,1994 (Herbst) und 1995 (Frühjahr), sowie Keckeis und Sehr 2013 (Herbst)).	43
Abbildung 34: Darstellung der α – Diversität der Probestellen.	44
Abbildung 35: Jahresvergleich der α - Diversität im Fadenbachsystem.	45
Abbildung 36: Box-Whisker-Plots der Individuen pro Zeit- (oben) und Flächeneinheit (unten) eingeteilt nach Clustern der Umweltfaktoren für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013. Dargestellt sind Median, 25%, 75 % und 95 % Perzentile.	46
Abbildung 37: Darstellung der Beziehung zwischen den Umweltvariablen und einzelnen Fischarten (Habitatbeziehungen) im Fadenbachsystem. Die Umweltvariablen werden als Pfeile dargestellt: <i>BAFU</i> (Höhe der Geländekante), <i>COND</i> (Leitfähigkeit), <i>Na</i> (Natrium), <i>NH₄</i> (Ammonium), <i>pH</i> , <i>PO₄</i> (Phosphat), <i>SHR</i> (Sträucher), <i>V_SUB</i> (submerse Vegetation), <i>W</i> (Breite), <i>WD</i> (Totholz). Die Arten werden als Symbole angezeigt und sind mit Abkürzungen ihrer Artnamen gekennzeichnet: <i>Albur_al</i> (<i>Alburnus alburnus</i>), (<i>Blicc_bj</i>) <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Caras_au</i> (<i>Carassius auratus gibelio</i>), <i>Caras_ca</i> (<i>Carassius carassius</i>), <i>Esox_lu</i> (<i>Esox lucius</i>), <i>Leuc_ce</i> (<i>Leuciscus cephalus</i>), <i>Leuc_id</i> (<i>Leuciscus idus</i>), <i>Misgu_fo</i> (<i>Misgurnus fossilis</i>), <i>Perca_fl</i> (<i>Perca fluviatilis</i>), <i>Prot-se</i> (<i>Proteorhinus semilunaris</i>), <i>Rhod_am</i> (<i>Rhodeus amarus</i>), <i>Scrad_er</i> (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>), <i>Tinca_ti</i> (<i>Tinca tinca</i>), <i>Umbr-kr</i> (<i>Umbra krameri</i>). Die Symbole beziehen sich auf die ökologische Gilde der jeweiligen Art: Diamanten (rheophil), rechte Dreiecke (stagnophil), Quadrate (eurytop). Es ist zu beachten, dass auch die Symbole als Pfeile zu interpretieren sind. Nur die häufigsten Arten wurden in das Modell einbezogen.	49
Abbildung 38: Beziehung zwischen Umweltvariablen und Probestellen.	50
Abbildung 39: Beziehung zwischen Umweltvariablen und Probenstellen sowie der Biodiversität (Symbole). Die Größe der Kreissymbole spiegelt den Shannon-Wiener Index der Stelle wieder.	51
Abbildung 40: Abundanz der Hundsfische der einzelnen Probestellen in Bezug zu den Umweltfaktoren (Habitatbezug).	52
Abbildung 41: Vergleich der Abundanz des Gesamtfanges sowie der Hundsfische in unterschiedlichen Untersuchungsjahren.	53
Abbildung 42: Darstellung der Artengemeinschaft einzelner Probestellen (Symbole) in unterschiedlichen Untersuchungsjahren (Flächen). NMDS Plot.	53
Abbildung 43: Detailkarten der Abbildung 1 mit Lage und Nummer der Probestellen (ArcGIS, Geographisches Koordinatensystem WGS 1984, siehe Koordinaten Stellenbeschreibungen). Die Stellen mit und ohne Hundsfischvorkommen der vorliegenden Studie sind durch unterschiedliche Symbolfarben gekennzeichnet. Rote Symbole: Kein Hundsfischvorkommen; hellgelbe Symbole: Stellen mit Hundsfischen.	67

10. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Probenstellen, Saisonalität und Stellen mit Hundsfischvorkommen in unterschiedlichen Untersuchungsjahren. Die Bezeichnung bzw. Nummerierung der Probenstellen ist nach den Originalarbeiten angeführt. Die Nummerierung im vorliegenden Bericht (Keckeis & Sehr, 2013) spiegelt den Längsverlauf des Gewässers zwischen Mannersdorf und Eckartsau/Witzelsdorf wieder. Stellen mit Hundsfischvorkommen sind grau hinterlegt.....	22
Tabelle 2: Abiotische Faktoren der Untersuchungsstellen zum Erhebungszeitpunkt 25.-26.10.2013. MW: Mittelwert, SDA: Standardabweichung.....	27
Tabelle 3: Chemische Faktoren der Untersuchungsstellen zum Erhebungszeitpunkt 25.- 26.10.2013.	29
Tabelle 4: Gesamtfang Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11.2013 bis 15.11.2013: Anteil der Arten am Gesamtfang, an der der Gesamtbiomasse, sowie die Häufigkeit des Vorkommens (Probenstellennummern). Ebenso sind die ökologische Gilde und der Gefährdungsstatus einzelner Arten angeführt.	32
Tabelle 5: Mittelwerte und Standardabweichung des Gesamtfangs, sowie für den Hundsfisch, pro Zeit und pro Flächeneinheit je Untersuchungsstelle für die Aufnahmeserie im Fadenbach vom 11.11. bis 15.11.2013.....	37
Tabelle 6: Dargestellt ist die mittlere Länge (Totallänge) und das mittlere Gewicht jeder im Fadenbach im Untersuchungszeitraum vom 11.11. bis 15.11.2013 nachgewiesenen Art. Ebenso sind Standardabweichungen, sowie Minimal- und Maximalwerte gegeben.	39
Tabelle 7: Werte der linearen Regression und Statistik der Modellanpassung für das Längen – zu Gewichtsverhältnis der 10 häufigsten Arten für den Untersuchungszeitraum vom 11.11. bis 15.11.2013 am Fadenbach. N = Anzahl Messungen; a = Schnittpunkt mit der Y Achse, b = Anstieg, r^2 = Bestimmtheitsmaß, p = Irrtumswahrscheinlichkeit, CL = 95% Konfidenzintervall.	40
Tabelle 8: Vergleich der Größenklassenverteilung des Hundsfisches im Jahr 2013 mit den Aufnahmen von Spindler & Wanzenböck 1993 (Herbst) ,1994 (Herbst) und 1995 (Frühjahr).....	42
Tabelle 9: Zusammenfassung der DCA-Ergebnisse für die Art-und Umweltdaten des Fadenbachdatensatzes 2013.	46
Tabelle 10: Zusammenfassung der Resultate der RDA für Art - und Umweltdaten. Alle vier Eigenwerte sind kanonisch und korrespondieren zu Achsen die durch Umweltvariable gebunden sind.	47
Tabelle 11: Zusammenfassung der Ergebnisse der Monte Carlo Permutationstests für die erste und alle kanonischen Achsen der RDA für Art- und Umweltdaten. 499 Permutationen unter reduziertem Modell wurden durchgeführt.....	47
Tabelle 12: Zusammenfassung der Gewichtungen der ersten vier Achsen der RDA für den Fadenbach-Datensatz. WD = Totholz, SHR = Sträucher, Na = Natrium, W = Gewässerbreite, Cond = Leitfähigkeit, pH = pH Wert, PO ₄ = Orthophosphat, V_SUB = submerse Vegetation, BAFU = Höhe Geländekante, NH ₄ = Ammonium.....	48
Tabelle 13: Ergebnisse der Analyse der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaft in unterschiedlichen Untersuchungsjahren (ANOSIM = Analysis of Similarities).	54
Tabelle 14: Datum, Befischungsstellen, Befischungsaufwand (Befischungszeit und Befischungsfläche) sowie die Gesamtindividuenanzahl und die Individuenanzahl der einzelnen festgestellten Fischarten. (Abram_brama = Brachse; Albur_albur = Laube, Blicc_bjoer = Güster; Caras_aurat = Giebel;	

Caras_caras = Karausche; Cyp-sp = Karpfenartige; Esoc_luciu = Hecht; Leuca_deli = Moderlieschen;
Leuci_cepha = Aitel; Misgu_fossi = Schlammpeitzger; Perca_fluvi = Flussbarsch; Prote_mamo =
Marmorierte Grundel; Rhode_amaru = Bitterling; Rutil_rutil = Rotaugen; Scard_eryth = Rotfeder;
Tinca_tinca = Schleie; Umbr-kram = Hundsfisch..... 65





Abbildung 43: Detailkarten der Abbildung 1 mit Lage und Nummer der Probestellen (ArcGIS, Geographisches Koordinatensystem WGS 1984, siehe Koordinaten Stellenbeschreibungen). Die Stellen mit und ohne Hundsfischvorkommen der vorliegenden Studie sind durch unterschiedliche Symbolfarben gekennzeichnet. Rote Symbole: Kein Hundsfischvorkommen; hellgelbe Symbole: Stellen mit Hundsfischen.

